



Avaliação da comunidade de macroalgas da praia rochosa de Belinho-Mar

Rosa Fernanda da Silva Melo

Mestrado em Ecologia e Ambiente
Departamento de Biologia
2018

Orientador

Doutora Carla Débora Gonçalves Borges, Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental)

Coorientador

Doutora Sara Cristina Ferreira Marques Antunes, Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental)





Todas as correções determinadas pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



Dissertação submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Ambiente, da responsabilidade do Departamento de Biologia.

A presente tese foi desenvolvida sob a orientação científica da Doutora Carla Débora Gonçalves Borges, Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR e coorientação da Doutora Sara Cristina Ferreira Marques Antunes, Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Biologia da FCUP e Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR.

Agradecimentos

Em primeiro lugar, à doutora Débora Borges, minha orientadora, pela total dedicação ao longo do decorrer do trabalho. Agradeço, não só, por ter aceite o desafio de me orientar e por me integrar numa equipa, mas principalmente por ser a responsável por todo o conhecimento adquirido no trabalho de campo e na identificação das macroalgas. Pela compreensão e disponibilidade, pelos ensinamentos e apoio, pela coragem e incentivo durante todo este processo. Pela preocupação não só a nível académico como pessoal. Por ter feito muito mais do que as suas funções enquanto orientadora, aqui fica o meu sincero e genuíno obrigada. À professora Sara Antunes, que já me acompanha há dois anos, pela paciência inesgotável e disponibilidade total a qualquer hora. Pela preocupação e interesse. Pela ajuda e pelos “puxões de orelhas” para que façamos sempre mais e melhor. Por saber lidar com meu *stress* e com os meus dramas. Por ter ido sempre além do que é esperado de uma coorientadora. Às duas, por terem sido os dois elementos principais na minha construção como bióloga e por me terem ajudado a crescer a todos os níveis. Do fundo do meu coração, obrigada.

Este estudo foi realizado no âmbito do projeto “INNOVMAR - Inovação e Sustentabilidade na Gestão e Exploração de Recursos Marinhos” (NORTE-01-0145-FEDER-000035), projeto da Linha de pesquisa 3 “ECOSERVICES - Avaliação da qualidade ambiental, vulnerabilidade e riscos para a gestão sustentável dos recursos naturais e ecossistémicos da costa Noroeste num mundo em mudança”, financiado pelo Programa Operacional Regional Norte de Portugal (NORTE 2020), ao abrigo do Acordo de Parceria Portugal 2020, através do Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (ERDF). O trabalho foi, também, apoiado pelo Financiamento Estratégico UID/Multi/04423/2013 através de fundos nacionais disponibilizados pela FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia e pelo ERDF, no âmbito do programa Portugal 2020. Agradeço a todas estas entidades envolvidas e, principalmente, ao Laboratório de Biodiversidade Costeira do CIIMAR pela oportunidade em realizar a minha tese de mestrado na área da Ecologia Marinha que sempre foi a que mais me interessou. A todos os membros do grupo que auxiliaram no trabalho de campo, o meu obrigada.

Ao professor Nuno Formigo por todo o suporte desde a Licenciatura em Biologia. Por ter despertado o meu interesse pela Ecologia e por me ter direcionado para ela. Por ser o “advogado do diabo” que desafia diariamente os seus alunos, tornando-os melhores. Pela paciência diária, pela porta do gabinete sempre aberta e por ter a palavra certa no momento certo “Os impossíveis fazem-se acontecer e os milagres só demoram um pouco mais de tempo”.

Ao meu padrinho, João Faria, e ao meu afilhado, Sérgio Pereira, que desde o início acreditam que eu sou capaz e que serei sempre a melhor em tudo o que fizer. Não posso deixar de agradecer à Mariana Pereira que, com a sua forma de ser e estar na vida, nunca

me deixou desistir. Obrigada por me dizeres que sou a melhor e por teres essa forma tão peculiar, mas tão tua de dar força.

Àqueles que entraram no curso de Biologia comigo em 2013 e que passado 5 anos continuam ao meu lado para o que der e vier. Somos o melhor ano que por aqui passou e cada um de vocês tem um cantinho guardado no meu coração. Obrigada por fazerem parte disto.

À Cá, companheira de vida. Por estes 19 anos de amizade e por estar sempre lá, em qualquer circunstância. Por te orgulhares tanto de mim como eu me orgulho de ti. Por estarmos juntas desde tão cedo e para o resto da vida. Por seres a minha melhor amiga de vida e por tudo o que vivemos juntas. Por seres a minha Luz.

À Inês, companheira de todas as horas. Agradeço, não só, por estes últimos 2 anos, mas principalmente pelo caminho que traçamos juntas desde 2013. Por seres a minha companheira de faculdade (e não só). Por teres feito o impossível para me ver chegar aqui e por nunca deixares que a distância fosse um problema. Estiveste sempre lá, com a tua força a qualquer hora do dia. Pela motivação e pelo interesse que sempre mostraste, por tudo isto e muito mais, obrigada.

À Nessie e à Mafalda por estes últimos dois anos cheios de tudo. Pelas lutas diárias a estudar e a fazer trabalhos. Pelos dramas, *stress* e desespero vividos em conjunto ao longo deste processo de realização da tese e no ano anterior. Pela força, apoio e motivação incondicionais que sempre me deram. Nessie, agradeço-te não só por me dares o privilégio de terminar esta etapa contigo, mas principalmente por tudo o que vivemos durante esta aventura, em particular a partilha da orientadora. Por todas as vezes em que nos lamentamos juntas e por todas as outras em que arrancamos cabelos uma à outra. Foste tu que me ensinaste que cada obstáculo tem o peso que nós lhe dermos e que se tivermos a pessoa certa ao nosso lado, o maior problema do mundo torna-se insignificante. Tu és uma dessas pessoas, por isso, necessitaria de outra tese para te conseguir mostrar a minha verdadeira gratidão. Mafalda, a ti agradeço-te por teres sempre uma palavra racional e de conforto em todas as vezes que eu achei que não era possível. Por me ajudares sempre a encontrar uma solução, mesmo quando aparentemente não existe. Às duas, obrigada por serem as melhores companheiras de mestrado e por serem parte integrante deste trabalho.

Ao Zé Diogo, meu namorado, por ter partilhado os últimos 6 anos de vida comigo. Pelo apoio incondicional desde o primeiro dia de aulas no ensino superior até agora, pela motivação e por acreditares incansavelmente em mim. Por seres a única pessoa que me consegue acalmar quando aparentemente o mundo está a desabar. Por me mostrares sempre o lado positivo de cada situação e por me fazeres ver que há sempre qualquer coisa boa a reter. Por me dizeres “se há alguém que consegue, esse alguém és tu”. Por seres o melhor dos meus dias maus e dos meus dias bons. Amo-te por isto e por tudo o resto, obrigada.

Aos meus tios, por acreditarem em mim, e por me incentivarem sempre a lutar pelos meus objetivos e pelos meus sonhos. Por me motivarem a aceitar cada desafio como se fosse o último. E, claro, às minhas duas princesas, Mara e Camila, duas alegrias na minha vida que me levaram a querer ser sempre melhor para que um dia mais tarde se orgulhem de mim. Por me fazerem perceber que a verdadeira motivação está nos pequenos gestos e nas palavras mais simples. Particularmente à Marocas que vê em mim uma inspiração e que diz que “quer ser bióloga marinha como a prima”.

À minha avó, por me dizer que eu “ando a queimar os meus neurónios” e por acreditar que “se Deus quiser, vai valer a pena”.

Aos meus pais que são os principais responsáveis por esta realização. As duas pessoas que fizeram com que tudo fosse possível. Por me terem dado a oportunidade e todos os recursos necessários para eu tirar um curso superior. Por se orgulharem de mim e daquilo que eu conquistei até hoje. Pela educação e pelos valores que me transmitiram. Pela força e coragem de sempre e para sempre. Por serem o meu pilar em tudo o que faço. Espero um dia poder retribuir tudo aquilo que me deram até hoje.

Por último, mas não menos importante, à pessoa com a qual partilhei cada dia da minha existência, a minha irmã gémea. Por sofreres as minhas dores e por viveres a minha ansiedade e as minhas frustrações durante este processo. Por dizeres todos os dias que sou um orgulho e um pequeno génio. Por nunca duidares, nem por um segundo, que isto era possível. Por acreditares em mim mais que eu própria. Por te preocupares todos os dias e por fazeres muito mais do que o que está ao teu alcance para me ajudar. O meu mérito académico deve-se, em grande parte, a ter-te a ti ao meu lado, por isso, este trabalho também é um pouco teu.

Para finalizar, a concretização desta dissertação e a obtenção do grau de Mestre, seria um motivo de orgulho para alguém que já não está entre nós. Como tal, dedico este trabalho ao meu avô Mário, que esteja onde estiver, certamente estará orgulhoso de cada conquista minha.

Resumo

As macroalgas marinhas são organismos fotossintéticos multicelulares que vivem fixos ao substrato e dividem-se em três grupos: Rhodophyta, Phaeophyceae e Chlorophyta. São importantes produtores primários e providenciam habitat a vários organismos marinhos. Possuem uma elevada importância económica, fornecendo compostos que são usados para diversos fins (por exemplo, indústria alimentar e medicina). No presente trabalho, foram estudadas 5 espécies-alvo: *Chondrus crispus* (Rhodophyta), *Mastocarpus stellatus* (Rhodophyta), *Osmundea pinnatifida* (Rhodophyta), *Chondracanthus acicularis* (Rhodophyta) e *Codium* spp. (Chlorophyta). Foram selecionadas por serem abundantes na costa Noroeste Portuguesa e apresentam um potencial valor comercial. Os objetivos do presente trabalho foram avaliar a variação sazonal e espacial da biomassa disponível das espécies-alvo e da composição da comunidade de macroalgas da praia rochosa de Belinho-Mar (costa Noroeste, Portugal). Adicionalmente, foi avaliada a variação temporal da biomassa disponível das espécies-alvo entre 2010/11 e 2017/18. A amostragem realizou-se periodicamente desde abril de 2017 a janeiro de 2018 e a unidade de amostragem foi o quadrado de 50x50cm, tendo-se registado a percentagem de cobertura de todas as espécies abrangidas por este. Na praia de Belinho-Mar foram consideradas duas áreas de amostragem e em cada uma foram amostrados 24 quadrados: 12 no nível inferior da praia e 12 no nível médio/superior. Os resultados obtidos revelaram que não ocorreu variação sazonal significativa nos valores de biomassa média das espécies-alvo. No entanto, observou-se variação espacial entre as duas áreas, que pode ser explicada pelas diferenças na topografia e geomorfologia da praia. Com exceção de *O. pinnatifida*, todas as espécies demonstraram variação temporal significativa nos seus valores de biomassa média em, pelo menos, uma das estações comparadas, para os dois períodos de estudo. Relativamente à variação sazonal e espacial da associação de macroalgas da praia, observou-se variação significativa na abundância das espécies, destacando-se *Ulva* spp. como a principal espécie que contribui para essas diferenças. Os resultados obtidos no presente trabalho forneceram informação importante sobre a diversidade de macroalgas que ocorre na praia rochosa de Belinho-Mar. Destaca-se *Codium* como um género, cuja abundância aumentou significativamente de 2010/11 para 2017/18, nas estações do ano consideradas. No entanto, de forma a melhorar a compreensão da variabilidade espacial, sazonal e temporal da abundância de macroalgas na praia rochosa de Belinho-Mar, é essencial a realização de estudos adicionais para desenvolver planos de gestão e monitorização adequados e eficazes.

Palavras-chave: associação de macroalgas, intertidal rochoso, sazonalidade, variação espacial.

Abstract

Macroalgae are multicellular photosynthetic organisms living attached to the substrate, belonging to three groups: Rhodophyta, Phaeophyceae and Chlorophyta. They are important primary producers and provide habitat for several marine organisms. They are also of great economic importance providing compounds for several purposes (e.g.: food industry and medicine). In this work, 5 target species were studied: *Chondrus crispus* (Rhodophyta), *Mastocarpus stellatus* (Rhodophyta), *Osmundea pinnatifida* (Rhodophyta), *Chondracanthus acicularis* (Rhodophyta) and *Codium* spp. (Chlorophyta). They were selected due to their abundance on the Northwest Portuguese coast and the potential commercial value. This work aimed to evaluate the seasonal and spatial variation of the available biomass of target species and the composition of the Belinho-Mar rocky shore macroalgae community (Northwest coast, Portugal). Additionally, temporal variation from 2010/11 to 2017/18 was investigated for available biomass of target species. Sampling was conducted periodically from April 2017 to January 2018 and the sampling unit was the quadrat of 50x50cm, and the percentage of cover of all covered species was recorded. Two sites of the shore were defined and in each one were sampled 24 haphazardly quadrats: 12 in the lower level and 12 in the medium/high level. Results showed no significant seasonal variation in average biomass of the target species. However, it was verified spatial variation between sites, which can be explained by differences in topography and geomorphology of the shore. All species, except *O. pinnatifida*, demonstrated significant temporal variation in their mean biomass values, in at least one of the compared seasons, for the two study periods. Regarding the seasonal and spatial variation of the macroalgae assemblages, there was a significant variation in the abundance of the species, highlighting *Ulva* spp. as the main species that contributes to these differences. This work provided important information about diversity of macroalgae occurring at Belinho-Mar rocky shore. *Codium* stands out as a genus, whose abundance increased significantly from 2010/11 to 2017/18, in the considered seasons. However, to better understand the spatial, seasonal and temporal variability of the macroalgae abundance of Belinho-Mar rocky shore, it is essential to carry out further studies to develop fully adequate and effective management and monitoring plans.

Keywords: macroalgae assemblages, rocky intertidal, seasonality, spatial variability.

Índice

1. Introdução	1
1.1 Contexto geral	1
1.2 Zonação em praias rochosas	2
1.3 As macroalgas marinhas.....	5
1.3.1 Descrição das espécies-alvo	10
1.3.2 Análise e métodos de estudo de associações de macroalgas	15
1.3.3 A indústria atual das macroalgas	17
1.4 Objetivos.....	19
2. Material e métodos	21
2.1 Área de estudo	21
2.2 Procedimentos de amostragem e tratamento de dados	22
2.4 Análise estatística	25
3. Resultados	27
3.1 Determinação do esforço de amostragem	27
3.2 Biomassa média das espécies-alvo em 2017/18	29
3.3 Variação temporal da biomassa disponível das espécies-alvo.....	34
3.4 Análise da composição da comunidade de macroalgas de Belinho-Mar em 2017/18	36
4. Discussão.....	43
5. Conclusão	55
Referências	57
Anexo I	83
Anexo II	85

Índice de tabelas

Tabela 1 - Equações que definem a relação logarítmica entre percentagem de cobertura (PC), peso seco (PS) e peso fresco (PF) das espécies-alvo.....	24
Tabela 2 - Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa fresca média (g.0,25m ⁻²) com realização de <i>post hoc pooling</i> em todas as espécies, no nível inferior da praia. A negrito evidenciam-se as diferenças significativas. gl – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; QM – quadrado médio.....	31
Tabela 3 - Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa fresca média (g.0,25m ⁻²) com realização de <i>post hoc pooling</i> em todas as espécies, no nível médio/superior da praia. A negrito evidenciam-se as diferenças significativas. gl – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; QM – quadrado médio.	32
Tabela 4 - Dimensões de cada área obtidas através do mapeamento das mesmas, recorrendo às coordenadas GPS registadas, no <i>software</i> ArcGis.	33
Tabela 5 - Resultados da análise <i>PERMANOVA</i> considerando os dois fatores (área e estação do ano) para os dois níveis da praia. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de <i>Bray-Curtis</i> e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações <i>Monte Carlo</i> (<i>p</i> (MC)) estão representados a negrito. gl – graus de liberdade; QM – quadrado médio.	36
Tabela 6 - Resultados das 4 análises <i>PERMANOVA</i> realizadas para os dois níveis da praia que validam a influência do fator estação na associação de macroalgas da praia em cada uma das áreas amostradas. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de <i>Bray-Curtis</i> e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações <i>Monte Carlo</i> (<i>p</i> (MC)) estão representados a negrito. gl – graus de liberdade; QM – quadrado médio.	38
Tabela 7 - Resumo das análises <i>SIMPER</i> para o nível inferior e médio/superior. Para cada um dos níveis, estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre primavera/verão (PV) e outono/inverno (OI) em cada área amostrada. Abund média PV e Abund média OI: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das estações; Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%): percentagem de contribuição das espécies para a média de dissimilaridade total entre os dois grupos; Cum (%): contribuição cumulativa das espécies listadas.....	39
Tabela 8 - Resultados das 4 análises <i>PERMANOVA</i> realizadas para os dois níveis da praia que validam a influência do fator área na associação de macroalgas da praia em cada uma das estações do ano. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de <i>Bray-Curtis</i> e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas	

simulações Monte Carlo (p (MC)) estão representados a negrito. gl – graus de liberdade; QM – quadrado médio.	40
Tabela 9 - Resumo das análises <i>SIMPER</i> para o nível inferior e médio/superior. Para cada um dos níveis, estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre a área 1 (A1) e área 2 (A2) em cada estação do ano considerada. Abund média PV e Abund média OI: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das estações; Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%): percentagem de contribuição.....	
	42
Tabela 10 - Lista de espécies de macroalgas marinhas identificadas na praia rochosa de Belinho-Mar. Autoridade taxonómica retirada de Guiry (1996).	
	85

Índice de figuras

Fig. 1 - Esquema universal de zonação de Stephenson e Stephenson (1949) (esquema das três zonas), com a classificação alternativa de Lewis (1964) entre parênteses e com a adotada neste trabalho destacada a negrito (adaptado de Raffaelli e Hawkins 1996).....	4
Fig. 2 - <i>Chondrus crispus</i> (a) com cistocarpos visíveis (b).....	11
Fig. 3 - <i>Mastocarpus stellatus</i> (a) com papilas reprodutivas visíveis (b).	12
Fig. 4 - <i>Osmundea pinnatifida</i>	13
Fig. 5 - <i>Chondracanthus acicularis</i>	14
Fig. 6 - <i>Codium</i> spp.	15
Fig. 7 - Localização geográfica da praia de estudo Belinho-Mar (a) (Concelho de Esposende, Distrito de Braga). (b) e (c) fotografias da plataforma rochosa da praia de Belinho-Mar (b) e (c).....	22
Fig. 8 - Unidade de amostragem – quadrado com dimensões 50x50 cm dividido em 25 parcelas.	23
Fig. 9 - Desenho experimental de amostragem em que A = área e n corresponde às três datas (meses distintos) em cada estação do ano considerada.	23
Fig. 10 - Variação da percentagem de cobertura média de 4 espécies-alvo consoante o número de quadrados amostrados no nível inferior (a) e no médio/superior (b).	27
Fig. 11 - Cenários possíveis (linhas (a) a (h)) do número cumulativo de espécies que são abrangidas pelo número crescente de quadrados no nível inferior e médio/superior.....	28
Fig. 12 - Biomassa média ($g.0,25\ m^{-2}$) disponível em peso fresco, com erro padrão, das 5 espécies-alvo, no nível inferior e médio/superior da praia rochosa de Belinho-Mar. a e b representam a existência de diferenças significativas entre áreas.	30
Fig. 13 - Biomassa fresca total (kg) disponível, com erro padrão, das 5 espécies-alvo em cada área amostrada, no nível inferior e médio/superior da praia rochosa de Belinho-Mar.....	33
Fig. 14 - Variação temporal da biomassa média fresca ($g.0,25m^{-2}$), com erro padrão, disponível das espécies-alvo da praia rochosa de Belinho-Mar, para a primavera/verão e o outono/inverno. As letras a e b representam a existência de diferenças significativas entre as duas datas. Apresentam-se os valores de t obtidos e o valor de $t_{crítico}$ tabelado.....	35
Fig. 15 - Representações <i>nMDS</i> da composição da comunidade de macroalgas da praia rochosa de Belinho-Mar em 2017/18 nos dois níveis da praia, considerando os dois fatores em simultâneo (área e estação do ano). Quadrados pretos: A1 (área 1) e triângulos cinzentos: A2 – área 2. PV e OI – primavera/verão e outono/inverno respetivamente.....	36
Fig. 16 - Representações <i>nMDS</i> da influência do fator estação na associação de macroalgas da praia em cada uma das áreas amostradas, no nível inferior e médio/superior da praia. Quadrados pretos - PV (primavera/verão), triângulos cinzentos - OI (outono/inverno). (c) e (d)	

– análise do fator estação (PV e OI) no nível inferior e médio/superior (respetivamente) de A1.
 (e) e (f) – análise do fator estação (PV e OI) no nível inferior e médio/superior (respetivamente)
 de A2.....37

Fig. 17 - Representações *nMDS* da influência do fator área na associação de macroalgas da
 praia em cada uma das estações do ano, no nível inferior e médio/superior da praia.
 Quadrados pretos - A1 (área 1), triângulos cinzentos - A2 (área 2). (g) e (h) – análise do fator
 área (A1 e A2) no nível inferior e médio/superior (respetivamente) durante a PV. (i) e (j) -
 análise do fator área (A1 e A2) no nível inferior e médio/superior (respetivamente) durante o
 OI.....40

Fig. 18 – Regressão polinomial logarítmica entre peso fresco (PF) (g) e percentagem de
 cobertura (PC) ($\text{g} \cdot 0,25\text{m}^{-2}$) de *Chondracanthus acicularis*.83

Fig. 19 - Regressão polinomial logarítmica entre peso seco (PS) (g) e percentagem de
 cobertura (PC) ($\text{g} \cdot 0,25\text{m}^{-2}$) de *Chondracanthus acicularis*.83

Fig. 20 - Regressão linear logarítmica entre peso seco (PS) (g) e peso fresco (g) (PF) de
Chondracanthus acicularis.83

Lista de abreviaturas

UNEP – United Nations Environment Programme (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente)

DQA – Diretiva Quadro da Água

IMTA – Integrated Multi-Trophic Aquaculture System (Sistema de Aquacultura Multitrófica Integrada)

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura).

CPUE – Catch Per Unit Effort (Captura por Unidade de Esforço)

MSC- Marine Stewardship Council (Conselho de Manejo Marinho)

ASC – Aquaculture Stewardship Council (Conselho de Manejo de Aquacultura)

PNLN – Parque Nacional do Litoral Norte

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas

CIIMAR – Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental).

ANOVA – Analysis of Variance (Análise de Variância)

PRIMER – Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research

nMDS – Non-metric Multidimensional Scaling (Escala Multidimensional Não-métrica)

SIMPER – Similarity Percentage Analysis (Análise de Similaridade Percentual)

SST – Sea Surface Temperature (Temperatura Superficial do Mar)

IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera

UV – Ultravioleta

ETM+ - Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

MarMAT – Marine Macroalgae Assessment Tool (Macroalgas Marinhas como Ferramenta de Avaliação)

RSC – Reduce Species List (Lista Reduzida de Espécies)

LFR – Quality of Rocky Bottoms (Qualidade de Fundos Rochosos)

EI – Ecological Evaluation Index (Índice de Avaliação Ecológica)

INNOVMAR - Innovation and Sustainability in the Management and Exploitation of Marine Resources (Inovação e Sustentabilidade na Gestão e Exploração de Recursos Marinhos)

CO₂ – Dióxido de carbono

1. Introdução

1.1 Contexto geral

O ecossistema marinho é de difícil acesso, pelo que a maioria dos estudos de biodiversidade debruçam-se sobre o ecossistema terrestre (Appeltans et al. 2012). Assim, da grande biodiversidade que ocorre neste ecossistema, apenas algumas espécies estão totalmente descritas e, por isso, o conhecimento desta diversidade é ainda muito incompleto (Appeltans et al. 2012). O ecossistema marinho contribui a vários níveis para o bem-estar humano (UNEP 2006; Nicholson et al. 2009) através dos serviços de ecossistema que por ele são providenciados. Entre eles destacam-se o fornecimento de alimentos e compostos com propriedades medicinais (Hunt e Vincent 2006), a estabilização dos ambientes litorais (Jie et al. 2001) e a regulação de alguns processos atmosféricos (Murphy e Duffus 1996). No entanto, as conexões entre a sociedade humana e o ecossistema marinho são complexas, como tal, compreendê-las e ser capaz de identificar relações causa/efeito constitui um desafio do conhecimento científico (Jonge et al. 2012; Fath 2015).

As zonas costeiras albergam alguns dos ecossistemas mais importantes a nível ecológico e socioeconómico (Harley et al. 2006). Cerca de 70% da população mundial vive perto da zona da costa, número este que se prevê que irá aumentar nas próximas décadas (Bulleri et al. 2005). Por outro lado, estima-se que os ecossistemas costeiros forneçam, por ano, mais de 10 triliões de euros em serviços ecossistémicos de produção (alimentos e matérias-primas) e de regulação (ciclo de nutrientes) (Harley et al. 2006; Mineur et al. 2015), totalizando aproximadamente 50% do valor total estimado para os ecossistemas marinhos (20,9 triliões de euros) (Costanza et al. 1997). No entanto, as áreas costeiras apenas representam aproximadamente 4% da área terrestre total da Terra (UNEP 2006) e, sendo a interface entre a terra e o mar, têm sido alvo de vários estudos científicos (Bulleri et al. 2005). Atualmente, o aumento da utilização dos recursos marinhos é uma ameaça para a conservação dos ecossistemas (Douvere e Ehler 2009; Portman 2011; Shabtay et al. 2017) e para a sua biodiversidade (Underwood et al. 2008; Cardinale et al. 2012; Bennett et al. 2015). Atividades antrópicas como pesca, turismo, tráfego marítimo e exploração de recursos naturais (nomeadamente o petróleo) criam um *stress* antrópico que tem sido crescente nas últimas décadas (Pickett et al. 2004). Particularmente a Europa, que possui um litoral densamente povoado, apresenta ecossistemas marinhos que estão entre os mais ameaçados pela ação antrópica (Halpern et al. 2008). Assim, dentro dos principais fatores que levam à alteração das zonas costeiras e à perda de biodiversidade marinha destacam-se a destruição do habitat, a sobre-exploração de recursos, as alterações climáticas e as espécies invasoras (Claudet e Fraschetti 2010; Munday et al. 2013; Mineur et al. 2015). Como tal, a monitorização da biodiversidade marinha é considerada uma atividade chave em questões de conservação

e gestão destes ecossistemas, sendo um dos focos principais das agendas mundiais (Jonge et al. 2006).

1.2 Zonação em praias rochosas

Desde cedo que as praias rochosas são usadas como um ecossistema modelo para muitos estudos ecológicos (Connell 1961; Paine 1980; Menge et al. 1994; Underwood 2000), uma vez que representam uma transição gradual entre o ambiente terrestre e o ambiente marinho (Chappuis et al. 2014). Assim, os organismos presentes na zona intertidal rochosa estão sujeitos aos desafios ambientais colocados diariamente pelos sistemas climático, aquático e terrestre (Helmuth et al. 2006). Estas populações caracterizam-se por estarem expostas a gradientes ambientais abruptos, heterogêneos, dinâmicos e topograficamente diversos que proporcionam uma grande variedade de habitats e permitem a existência de elevados níveis de biodiversidade (Underwood 1981; Thompson et al. 2002; Araújo et al. 2005; Bellgrove et al. 2017). Em praias rochosas, podem ser destacados quatro principais gradientes ambientais (Raffaelli e Hawkins 1996): Um gradiente vertical unidirecional (gradiente intertidal) que reflete as variações das condições ambientais desde o nível mais baixo da maré até ao limite da influência da mesma (zona de *splash* ou *spray*) (Stephenson e Stephenson 1949; Wolcott 1973). Em níveis mais elevados da praia, as espécies estarão sob a influência de longos períodos de exposição ao ar (emersão) (Raffaelli e Hawkins 1996; Underwood 2000; Benedetti-Cecchi 2001). No caso das macroalgas, que captam os nutrientes através das suas lâminas, a absorção dos nutrientes tornar-se-á limitada à medida que o período de emersão aumenta (Raffaelli e Hawkins 1996; Benedetti-Cecchi 2001). Um segundo gradiente está relacionado com os efeitos da ondulação. De facto, as praias rochosas são habitats costeiros expostos à ação das ondas (Denny 1985; Thompson et al. 2002; Elena et al. 2016), o que leva a um aumento da extensão do espaço disponível para os organismos (Raffaelli e Hawkins 1996; Elena et al. 2016). Por exemplo, quando a ação das ondas é forte, existe uma maior zona de *splash* e, por isso, é possível encontrar determinadas espécies no nível mais elevado da praia, isto é, vários metros acima do limite máximo da maré (Underwood 2000). Em terceiro lugar, existe um gradiente relacionado com o tamanho das partículas (Martins et al. 2009) que, apesar de ser mais evidente nas praias arenosas, também nas praias rochosas se verifica uma variedade. Esta complexidade reflete não só a exposição existente à ação da maré, como também parte da história geológica da praia (Raffaelli e Hawkins 1996). Isto é importante uma vez que estas praias formam-se como resultado do efeito erosivo das ondas, que desgasta o substrato rochoso, transportando para longe os materiais mais leves e deixando os materiais mais pesados expostos (Tait e Dipper 1998). Por último, o gradiente associado às flutuações de salinidade (Elena et al. 2016), que terá maior influência nas

depressões e cavidades rochosas (poças de maré), onde se pode registar um aumento da salinidade à medida que a água se evapora, ou uma diminuição se a precipitação for suficientemente elevada (Raffaelli e Hawkins 1996).

Os organismos distribuem-se ao longo da praia rochosa consoante a sua capacidade de tolerar alterações físicas associadas a cada um dos gradientes anteriores (Boaventura et al. 2002; Elena et al. 2016). A associação de espécies encontradas na praia são, em grande parte, resultado da forma como estes gradientes interagem entre si (Stephenson e Stephenson 1949; Raffaelli e Hawkins 1996; Boaventura et al. 2002). A maior parte do substrato rochoso é estável, formando uma superfície onde crescem organismos sésseis (Helmuth et al. 2006) e, da grande variedade de formas de vida que suportam, as praias rochosas são densamente habitadas por macrorganismos, como é o caso das macroalgas, mexilhões, lapas e cracas (Raffaelli e Hawkins 1996; Helmuth et al. 2006). Por outro lado, dependendo da sua geologia, o intertidal rochoso pode criar uma diversidade de microhabitats com condições próprias (ex: saliências abrigadas, fendas, poças profundas ou rasas) que podem ser ocupados por várias espécies, fornecendo-lhes refúgio e/ou zonas de berçário (Raffaelli e Hawkins 1996; Tait e Dipper 1998; Thompson et al. 2002). Como tal, a geologia e a topografia de uma praia são considerados importantes fatores modificadores da mesma (Raffaelli e Hawkins 1996).

A literatura científica sobre os padrões de distribuição dos organismos em praias rochosas é vasta (Boaventura et al. 2002) e as causas subjacentes a estes padrões têm sido abordadas por muitos autores (Menge et al. 1993; Kaehler e Williams 1997; Jenkins et al. 1999; Bockelmann et al. 2002). A zona intertidal rochosa tem sido utilizada como um laboratório natural para avaliar as relações entre fatores abióticos, interações bióticas e padrões ecológicos (Somero 2002; Helmuth et al. 2006). Desde muito cedo que o papel das interações bióticas e dos fatores abióticos nos padrões de distribuição das comunidades intertidais tem sido estudado e documentado por vários autores (Baker 1909; Walton 1913; Colman 1933). O conceito de zonação refere-se à distribuição diferencial das espécies ao longo de uma linha vertical na praia, segundo um gradiente de condições ambientais (Chappuis et al. 2014), sendo um processo facilmente observável em praias rochosas (Raffaelli e Hawkins 1996). Os organismos distribuem-se de forma particular, ocorrendo em níveis específicos (Underwood 1981; Thompson et al. 2002; Araújo et al. 2005). Stephenson e Stephenson (1949) propuseram uma classificação para definir a zonação nas praias rochosas de climas temperados (Figura 1). No esquema da Figura 1 é possível diferenciar três áreas distintas na zona intertidal, daí ser também conhecido como o cenário das três zonas (Stephenson e Stephenson 1949). Observa-se a franja supralitoral, correspondente ao nível mais elevado da praia onde dominam os líquenes incrustantes, cianobactérias e pequenos gasterópodes (Stephenson e Stephenson 1949). A franja médiolitoral é a mais

extensa da praia e é ocupada principalmente por organismos filtradores, bivalves e cirrípedes – como os mexilhões e as cracas (Stephenson e Stephenson 1949). Por fim, a franja infralitoral que corresponde ao nível mais baixo da praia e onde dominam as algas vermelhas, organismos da família Asteroidea (estrelas do mar e ofiurídeos) e grandes algas castanhas (*kelps*) (Stephenson e Stephenson 1949). Mais tarde, Lewis (1964) criou uma classificação alternativa a estes três níveis da praia, denominando-os como franja litoral, eulitoral e sublitoral (corresponde à franja supralitoral, médiolitoral e infralitoral respetivamente). No entanto, no presente trabalho, a nomenclatura adotada para os diferentes níveis da praia foi a seguinte: nível superior, médio e inferior (referente à franja supralitoral, médiolitoral e infralitoral, respetivamente). Este cenário baseia-se apenas na posição relativa das comunidades mais extensas que são observadas ao longo do gradiente vertical, isto é, as zonas não são definidas tendo em conta o nível particular da maré ou qualquer outro fator físico (Raffaelli e Hawkins 1996).

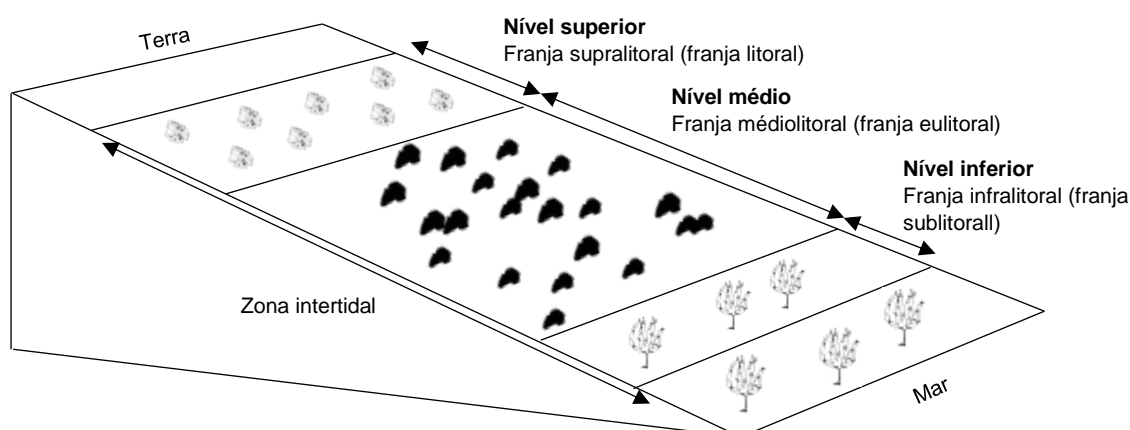


Fig. 1 - Esquema universal de zonização de Stephenson e Stephenson (1949) (esquema das três zonas), com a classificação alternativa de Lewis (1964) entre parênteses e com a adotada neste trabalho destacada a negrito (adaptado de Raffaelli e Hawkins 1996).

Ainda que sujeitos a perturbações físicas que atingem uma ampla gama de escalas espaciais e temporais (Thompson et al. 2002), as espécies presentes na zona intertidal rochosa apresentam uma grande capacidade de adaptação (Boaventura et al. 2002). Isto acontece porque estes organismos desenvolveram mecanismos de tolerância às pressões associadas à alternância entre emersão e imersão (dessecação regular, temperaturas extremas, *stress* osmótico e impacto das ondas) (Davison e Pearson 1996; Karsten et al. 1996). Muitos dos trabalhos sobre as causas que levam a esta zonização demonstraram que espécies que se encontram em diferentes níveis da maré apresentam uma morfologia e fisiologia apropriadas que lhes permitem sobreviver a longos períodos de tempo emersas (Benedetti-Cecchi 2001; Helmuth et al. 2006). Como resultado dos efeitos dos fatores abióticos já referidos, bem como de fatores bióticos (nomeadamente a competição por espaço e predação) (Paine 1990; Benedetti-cecchi e Cinelli 1995), a distribuição espacial e temporal

das comunidades de macroalgas em praias rochosas não é homogénea (Lobban e Harrison 1994; Choi e Kim 2004; Chappuis et al. 2014). Esta distribuição está principalmente relacionada com a intensidade luminosa, salinidade, disponibilidade de substrato e movimento da água (Murray e Horn 1989; Middelboe et al. 1997; Andrew e Viejo 1998; Lüning 2000; Piazzzi et al. 2002). Espécies que se encontram no nível superior da praia tendem a ser efémeras ou a formar uma pequena turfa, enquanto que as espécies presentes no nível inferior são mais sensíveis e, como tal, só sobrevivem expostas ao ar durante curtos períodos de tempo (Raffaelli e Hawkins 1996).

Para além da zonation vertical, existe outra linha de variação na distribuição dos organismos costeiros, chamada de gradiente horizontal, isto é, ao longo de um eixo paralelo ao mar (Raffaelli e Hawkins 1996; Chappuis et al. 2014; Gaspar et al. 2017). Este gradiente refere-se às diferenças observadas na composição das comunidades de um local para outro da praia, tanto à escala local como geográfica (Chappuis et al. 2014). Nos últimos anos, vários estudos têm-se focado na variabilidade da distribuição das espécies em diferentes escalas espaciais (Fraschetti et al. 2005; Veiga et al. 2013; Sarr et al. 2014) e mostraram que, de facto, a distribuição ao longo de um gradiente horizontal apresenta diferentes padrões tanto a um nível local como global (Veiga et al. 2013; Chappuis et al. 2014; Gaspar et al. 2017).

1.3 As macroalgas marinhas

As algas marinhas são organismos fotossintéticos multicelulares e macroscópicos, cuja colheita tem desempenhado um papel crucial no desenvolvimento das comunidades costeiras durante séculos (Rebours et al. 2014; Monagail et al. 2017). São um importante recurso renovável do oceano que compreende cerca de 10 000 espécies em todo o mundo (Pereira 2018). A sua grande diversidade, natureza sésil e ampla distribuição, fazem das macroalgas uns bons descritores das comunidades intertidais rochosas (Leliaert et al. 2000; Piazzzi et al. 2002). São consideradas elementos biológicos essenciais na monitorização, caracterização e avaliação da qualidade dos ecossistemas costeiros (Leliaert et al. 2000; Piazzzi et al. 2002; Puente e Juanes 2008; Veiga et al. 2013) apresentando, não só, um importante papel ecológico (Juanes et al. 2008; Puente e Juanes 2008; Gaspar et al. 2012, 2017; Rebours et al. 2014; Monagail et al. 2017), como também um elevado interesse económico e comercial (Rebours et al. 2014; Makkar et al. 2016; Monagail et al. 2017; Rioux et al. 2017). Ao contrário das plantas terrestres, as macroalgas possuem estruturas vegetativas bastante simples (Gupta e Abu-Ghannam 2011; Christaki et al. 2013; Wang et al. 2015) e apresentam uma grande diversidade de formas, tamanhos, cores e composição (Makkar et al. 2016; Pereira 2018). Permanecem fixas a rochas ou outro material de suporte, e algumas estão presas ao fundo do oceano através de estruturas semelhantes a raízes (*holdfasts*) (Makkar et al. 2016).

Classificam-se em três grupos, de acordo com os pigmentos fotossintéticos dominantes: filo Chlorophyta (algas verdes), filo Rhodophyta (algas vermelhas) e filo Ochrophyta (classe Phaeophyceae - algas castanhas) (Gupta e Abu-Ghannam 2011; Belghit et al. 2017; Zhu et al. 2017; Aryee et al. 2018). Estas últimas constituem uma linhagem filogeneticamente distante dos outros dois grupos (Howe et al. 2008).

Do grupo Chlorophyta conhecem-se cerca de 1 500 espécies, das quais apenas 15% são marinhas, sendo que as restantes encontram-se em ambientes de água doce, baías ou estuários (Wei et al. 2013). A sua pigmentação é idêntica à das plantas terrestres: clorofilas *a*, *b* e carotenoides (Pereira 2018). A clorofila *a* e *b* são os principais pigmentos responsáveis pela cor verde e, por isso, são muitas vezes usadas como corante natural na indústria de alimentos (Kim 2012; Mohamed et al. 2012; Manivasagan et al. 2017). Adicionalmente, são também reconhecidas atividades anticancerígenas, antioxidantes, antivirais e antimutagénicas nestes pigmentos (Manivasagan et al. 2017). No entanto, a coloração destas algas está dependente do equilíbrio entre as clorofilas, o β -caroteno (pigmento amarelo) e algumas xantofilas (pigmento amarelo-acastanhado) (Makkar et al. 2016; Guiry 2017). A principal característica que distingue este grupo dos outros é a capacidade de absorver uma grande quantidade de energia luminosa (Christaki et al. 2013; Wang et al. 2015). Devido à necessidade de luminosidade para a fotossíntese, as algas verdes vivem principalmente em águas mais rasas, incluindo poças intertidais (Wei et al. 2013; Makkar et al. 2016), enquanto as algas vermelhas e castanhas dominam em maiores profundidades, onde a luz solar é limitada (Christaki et al. 2013; Wang et al. 2015).

As Rhodophyta são o grupo mais diverso de macroalgas, abrangendo quase 6 000 espécies (Wei et al. 2013; Aryee et al. 2018) e são maioritariamente marinhas. Estima-se que 27,1% de todas as espécies marinhas conhecidas sejam algas vermelhas (Seo et al. 2010). A cor vermelha ou rosa é o resultado da presença de ficocianina e ficoeritrina (Makkar et al. 2016; Pereira 2018). A maioria das espécies pode ocorrer desde marés baixas até 100 m de profundidade (Makkar et al. 2016). Embora as algas vermelhas sejam consumidas por humanos há mais de 2 800 anos, o seu potencial agroeconómico e biotecnológico ainda não foi completamente alcançado (Seo et al. 2010). Nestas macroalgas, destacam-se dois tipos de polissacarídeos estruturais: agar e carrageninas (Seo et al. 2010; Wei et al. 2013). Estas macromoléculas são amplamente utilizadas na indústria alimentar como agentes clarificantes, gelificantes, emulsionantes, estabilizantes e espessantes em vários produtos, como gelados, iogurte, doces e bebidas (Rioux et al. 2017; Pereira 2018). Como tal, são considerados ingredientes alimentares valiosos e, portanto, estão disponíveis no mercado como polissacarídeos purificados (Rioux et al. 2017). O agar foi o primeiro hidrocolóide a ser desenvolvido (Pereira e van de Velde 2011). Devido à capacidade de formar géis estáveis após arrefecimento numa ampla gama de pH, é largamente utilizado na microbiologia como

meio de cultura inerte no crescimento de colónias microbianas, células e tecidos (Boral et al. 2008; Pereira e van de Velde 2011) e também na formação de géis para a separação, por eletroforese, de várias macromoléculas (Serwer 1983; Kusakawa et al. 1999; Lai et al. 1999; Labropoulos et al. 2001). O agar pode ainda suportar o fenótipo da cartilagem, um conceito usado na engenharia de tecidos para reparação de cartilagem (Cayre et al. 2007). As carrageninas são um polissacarídeo sulfatado e são conhecidas sete variedades até ao momento (Wang et al. 2015), sendo classificadas em três categorias industrialmente relevantes: λ , ι , e κ (Hilliou et al. 2006). São utilizadas no fabrico de cosméticos como condicionadores de cabelo, cremes, pasta dos dentes, sabonetes, loções, entre outros (Wei et al. 2013; Wang et al. 2015; Ariede et al. 2017; Pereira 2018). A estrutura das carrageninas controla as suas propriedades de gelificação, o que terá um impacte importante na sua utilização em sistemas alimentares (Rioux et al. 2017).

Por último, as Phaeophyceae, onde se conhecem cerca de 1 800 espécies, caracterizam-se por possuírem uma cor verde-azeitona ou castanho escuro originada pelo domínio da fucoxantina (Wei et al. 2013; Evans e Critchley 2014; Aryee et al. 2018). Este grupo inclui as algas de maior tamanho e com formas mais variáveis, sendo que as maiores e mais complexas são as do género *Laminaria* (Wei et al. 2013; Makkar et al. 2016). Estas algas habitam principalmente em águas profundas e têm caules muito flexíveis que lhes permitem resistir ao constante movimento das ondas (Kim 2012). A maior parte das algas castanhas são consideradas espécies fundadoras dos ecossistemas marinhos (Graham et al. 2007) uma vez que 1) constituem a base das teias alimentares costeiras (Halpern et al. 2006), 2) contribuem significativamente para a biomassa total do ecossistema (Santelices et al. 1980) e 3) estão fortemente conectadas com outros níveis tróficos (Seeley e Schlesinger 2012). Devido ao seu tamanho e facilidade de recolha, as algas castanhas têm sido as mais estudadas e exploradas para uso na alimentação (Makkar et al. 2016; Pereira 2018). Adicionalmente, estima-se que contribuam com cerca de 59% da produção total de cultura de macroalgas, seguida das algas vermelhas (40%) e, por último, as verdes (<1%) (Christaki et al. 2013; Wang et al. 2015). Nas macroalgas castanhas destaca-se ainda a presença de alginato ou ácido algínico (Pereira e van de Velde 2011; Kim 2012; Manivasagan et al. 2017) que é um polissacarídeo que pode ser encontrado na forma de alginato de cálcio, sódio ou magnésio (Gupta e Abu-Ghannam 2011; Rioux et al. 2017). Este composto é amplamente utilizado na indústria alimentar, sendo aplicado como agente espessante e gelificante em gelados, *ketchup*, maionese, molhos, purés doces e pudins (Rioux et al. 2017; Pereira 2018). A nível medicinal, o alginato prolonga o período de atividade de certos medicamentos (Kim 2012). Assim como as carrageninas (presentes nas Rhodophyta), também este composto é utilizado no fabrico dos cosméticos já referidos (Kim 2012; Pereira 2018) devido à sua capacidade de quelar iões metálicos e formar uma solução altamente viscosa (Cardozo et al.

2007; Gupta e Abu-Ghannam 2011; Kim 2012). Na indústria têxtil, a sua utilização é útil no dimensionamento de fios de algodão (Cardozo et al. 2007). Também já foi relatada atividade anticancerígena nos alginatos (Sousa et al. 2007) e vários estudos demonstraram que os metabolitos derivados, como o floroglucinol, podem ter propriedades anti-inflamatórias e antidiabéticas, além de auxiliar na neuroproteção e no tratamento de doenças relacionadas com os ossos (Thomas e Kim 2013; Wang et al. 2015).

Em ecossistemas costeiros, principalmente praias rochosas, as macroalgas são a biomassa autotrófica dominante (Mineur et al. 2015). Estas sustentam uma ampla gama de organismos marinhos, como macroinvertebrados e peixes, fornecendo-lhes alimento e habitat (Vasquez 1992; Graham et al. 2007; Rebours et al. 2014), refúgio contra predadores e proteção contra *stress* térmico e dessecação (Jenkins et al. 1999; Raffo et al. 2014). Como tal, as macroalgas são reconhecidas como "engenheiros do ecossistema marinho" (Jones e Kearns 1994), isto é, espécies que criam habitat e modificam o ambiente e os recursos para outras espécies (Jones e Kearns 1994; Jones et al. 1997; Bellgrove et al. 2017). Adicionalmente, constituem uma barreira eficaz contra a erosão que se faz sentir nas zonas litorais (Ugarte et al. 2010). Por outro lado, as macroalgas são consideradas indicadores úteis de qualidade ambiental, uma vez que reagem às mudanças na concentração de nutrientes e da hidromorfologia da praia (Benedetti-Cecchi et al. 2001; Panayotidis et al. 2004; Yüsek et al. 2006; Arévalo et al. 2007; Krause-Jensen et al. 2008). Por esta razão, espécies oportunistas de macroalgas (como *Ulva* spp.) foram incluídas na lista de organismos-chave na determinação e monitorização da qualidade ecológica dos corpos de água costeiros, na Diretiva Quadro da Água Europeia (DQA) (Ballesteros et al. 2007; Wells et al. 2007; Juanes et al. 2008). De facto, devido às suas características sésseis, as macroalgas refletem as mudanças da qualidade da água ao longo do tempo, quer em termos de composição, quer de abundância (Murray e Littler 1978; Ballesteros et al. 2007; Krause-Jensen et al. 2007). Nomeadamente, muitas algas são resilientes e conseguem tolerar concentrações elevadas de metais pesados (Barreiro et al. 1993; Castilla 1996). Devido às suas interações diretas e indiretas com um conjunto diversificado de espécies, as macroalgas constituem um objeto de estudo importante nas comunidades intertidais rochosas (Mineur et al. 2015). Mudanças na composição das comunidades macroalgais terão repercussões em todo o ecossistema costeiro (Mineur et al. 2015), influenciando diretamente a biodiversidade marinha (reprodução e taxas de crescimento) (Vasquez e Santelices 1984). Estes organismos podem ser afetados por fatores globais, tais como as alterações climáticas e as invasões biológicas (Brown et al. 2013). As algas marinhas introduzidas podem modificar a estrutura e a função do ecossistema, ocupando o espaço, desenvolvendo-se e alterando as cadeias alimentares (Raffo et al. 2014). Por outro lado, o pisoteio, a colheita, a modificação de habitat e a

eutrofização são os fatores que mais influenciam a dinâmica destas espécies (Mineur et al. 2015).

Quanto à importância económica, a biodiversidade de macroalgas existente oferece a possibilidade de encontrar uma grande variedade de compostos naturais com propriedades de interesse (Andrade et al. 2013; Pereira 2018). Os principais extratos comerciais de algas marinhas são os três hidrocolóides já referidos anteriormente: agar, alginato e carrageninas (Bixler e Porse 2011; Pereira 2018). São ainda ricas em fibras alimentares solúveis, proteínas, minerais, vitaminas, antioxidantes, fitoquímicos e ácidos gordos polinsaturados (Mohamed et al. 2012). Esta grande diversidade associada à composição bioquímica das macroalgas permite explorar uma ampla gama de características fisiológicas e bioquímicas, muitas das quais são raras ou ausentes em outros grupos taxonómicos (Blunden 1993; Kim 2012). Mais de 3 000 compostos foram reportados nas macroalgas (Leal et al. 2013), revelando a complexidade destes organismos (Belghit et al. 2017). Nas últimas cinco décadas, a importância inerente a estes compostos, que podem ser utilizados em diferentes indústrias, tem vindo a ser estudada (Cardozo et al. 2007; Andrade et al. 2013; Rodrigues et al. 2015; Ariede et al. 2017), nomeadamente ao nível da agricultura, alimentação, cosmética e medicina (Santos et al. 2015; Monagail et al. 2017). Várias pesquisas já mostraram que alguns metabolitos originados das algas marinhas possuem propriedades anticoagulantes (Matsubara et al. 2000; Athukorala et al. 2007), antivirais (Huheihel et al. 2002; Artan et al. 2008), antioxidantes (Heo et al. 2005; Zou et al. 2008), antialérgicas (Li et al. 2008), anticancerígenas (Maruyama et al. 2003; Kong et al. 2009), anti-inflamatórias (Bergé et al. 2002; Kim et al. 2009), antiobesidade (Abidov et al. 2010), antidiabéticas (Kang et al. 2008), antibacteriais e antifúngicas (Pesando e Caram 1984; Alghazeer et al. 2013). O seu cultivo em grande escala, rápido crescimento e a possibilidade de controlar a produção dos seus compostos são também fatores importante (Christaki et al. 2003; Lordan et al. 2011). Espécies do género *Ulva*, *Laminaria*, *Sargassum* e a espécie *Ascophyllum nodosum* são algumas das mais utilizadas na alimentação animal desde a década de 60 (Makkar et al. 2016). As macroalgas já fazem parte da dieta humana em diferentes países (Lordan et al. 2011; Andrade et al. 2013) devido ao seu baixo teor calórico (Plaza et al. 2008). O seu uso como alimento deverá ser cada vez mais explorado, uma vez que pode ser importante no controlo de peso, redução da pressão sanguínea, combate a radicais livres e auxílio da digestão (Plaza et al. 2008). Em várias partes do mundo, extratos de macroalgas são amplamente utilizados em agricultura orgânica como suplementos alimentares para os animais, biofertilizantes e bioestimulantes (Wang et al. 2016). Em Portugal, apesar de existir uma elevada abundância de macroalgas comestíveis ao longo da sua costa, o seu uso como alimento não está ainda vulgarizado (Lopes et al. 2011). No entanto, no arquipélago dos Açores, *Osmundea pinnatifida* é uma espécie cada vez mais utilizada na alimentação (Paiva et al. 2014).

1.3.1 Descrição das espécies-alvo

Situando-se na região temperada mediterrânea atlântica (Pereira e van de Velde 2011), Portugal está sujeito a condições biogeográficas particulares, recebendo influências climáticas do Oceano Atlântico e do Mar Mediterrâneo (Veloso-Gomes et al. 2004). Estas condições determinam combinações únicas das espécies que formam as comunidades de macroalgas (Araújo et al. 2009a). Existe um gradiente de algas marinhas ao longo de toda a costa: as que estão presentes no Norte do país são semelhantes às da costa da Europa Central (Sul das Ilhas Britânicas), mas as macroalgas do Sul são diferentes, incluindo diversas espécies mediterrânicas e africanas (Araújo et al. 2006). Adicionalmente, a costa continental portuguesa constitui o limite meridional de quase 40 espécies de macroalgas e aproximadamente metade delas tem o seu limite de distribuição no litoral Norte do país que, sendo uma zona de transição biogeográfica, caracteriza-se por um gradiente acentuado de distribuição das espécies (Araújo et al. 2009a). Da grande diversidade de espécies de macroalgas descritas para a zona Noroeste do país (320 espécies: Araújo et al. (2009a)), cinco foram selecionadas como espécies-alvo do presente estudo: *Chondrus crispus*, *Mastocarpus stellatus*, *Osmundea pinnatifida*, *Chondracanthus acicularis* e *Codium* spp.. Estas espécies foram escolhidas por serem dominantes no Noroeste de Portugal (Pereira et al. 2009; Pereira e van de Velde 2011) e por possuírem um potencial interesse comercial (Bunker et al. 2010).

Chondrus crispus Stackhouse, 1797 (Figura 2), também conhecido como musgo irlandês, é uma macroalga vermelha (Rhodophyta, filo) comestível, amplamente distribuída e com maior abundância nas costas rochosas no Nordeste Atlântico (Bunker et al. 2010; Pina et al. 2014; Pereira 2018). Na Europa, esta espécie pode ser encontrada na Noruega, costas meridionais da Islândia e Portugal (Provan e Maggs 2012). Em termos anatómicos, possui um estipe comprimido não ramificado e as lâminas dividem-se dicotomicamente (Bunker et al. 2010; Pereira 2018) (Figura 2a). Pode atingir 15 cm de comprimento e está fixa ao substrato por um disco na base do estipe, a cor varia de vermelho-arroxeadado até vermelho quase preto e possui uma textura membranosa ou cartilaginosa (Bunker et al. 2010; Collén et al. 2014). No entanto, a sua morfologia é muito variável e já foram descritas várias formas (Chopin et al. 1996). A principal característica desta alga é a iridescência azul, que pode ser encontrada com frequência no gametófito quando a alga se encontra submersa (Collén et al. 2014). É considerada uma espécie de água fria e cresce nas rochas do nível inferior ou em poças de maré do nível médio de praias rochosas expostas (Kim 2012). Pode ainda ser encontrada em habitats estuarinos, o que sugere uma ampla tolerância à temperatura, salinidade e luz (Mathieson e Burns 1971). As estruturas reprodutoras apresentam-se na forma de cistocarpos (Figura 2b) (Bunker et al. 2010; Collén et al. 2014). É uma alga rica em polissacarídeos e

minerais (Wang et al. 2015) destacando-se as carrageninas, uma vez que é uma das algas mais usadas na produção deste metabolito, tornando-a economicamente importante (Kim 2012; Pereira 2018). Como tal, esta alga tornou-se valiosa na indústria alimentar, farmacêutica e em aplicações cosméticas (Sinha et al. 2007; Collén et al. 2014; Pereira 2018). Adicionalmente, esta espécie também fornece fibras especializadas na forma de componentes solúveis e insolúveis ou fermentáveis (Rupérez e Toledano 2003). *C. crispus* foi colhida e utilizada por humanos durante anos (Allen e Hatfield 2004), mas foi apenas no final do século XVIII que a alga adquiriu o seu nome científico (Collén et al. 2014). Em Portugal, o seu eficiente desempenho como biofiltro de águas residuais resultantes de aquacultura intensiva e semi-intensiva já foi comprovado, melhorando a qualidade da água e permitindo a recirculação ou a descarga para o mar (Matos et al. 2006).

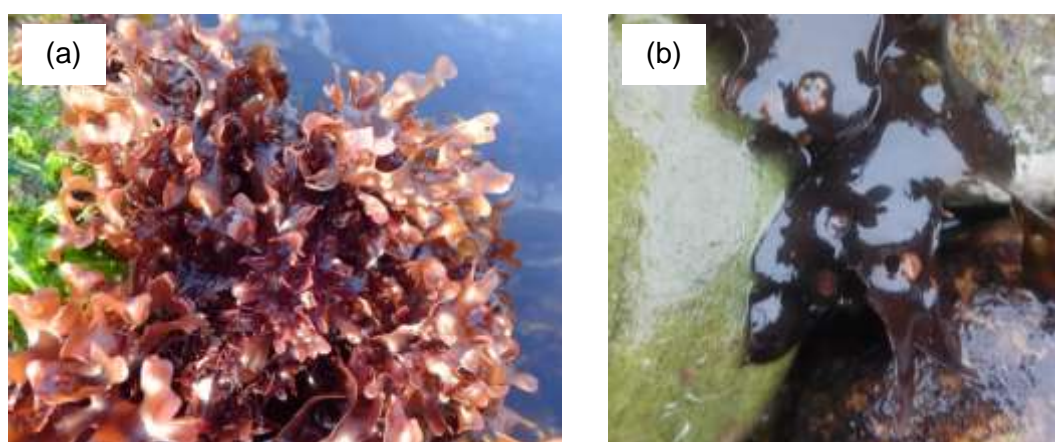


Fig. 2 - *Chondrus crispus* (a) com cistocarpos visíveis (b).

Mastocarpus stellatus (Stackhouse) Guiry, 1984 (Figura 3) é uma macroalga vermelha (Rhodophyta, filo) (Hilliou et al. 2006; Fortea et al. 2011) que ocorre ao longo da costa Nordeste e Noroeste do oceano Atlântico (Guiry e West 1983). É encontrada normalmente no nível inferior e/ou médio de praias rochosas, particularmente em áreas muito expostas (Koch et al. 2017). É uma alga de tamanho reduzido, atingindo 10 cm (no máximo 17), com uma textura cartilaginosa e com uma cor que pode ir de castanho-avermelhado a roxo (Figura 3a) (Bunker et al. 2010; Koch et al. 2017). As frondes são caneladas e dicotomicamente ramificadas, que se expandem gradualmente em lâminas a partir de um estipe achatado e que se fixa ao substrato através de um disco (Koch et al. 2017; Pereira 2018). É uma alga que pode ser confundida com *C. crispus* devido à semelhança morfológica entre ambas, como tal, *M. stellatus* é comumente chamado de falso musgo irlandês, sendo que as principais características que as distinguem são as estruturas reprodutoras em forma de cacho de uva (Figura 3b) e as frondes caneladas de *M. stellatus* (Bunker et al. 2010; Pereira 2018). Esta espécie é considerada uma excelente fonte de carrageninas (21,3%) (Gómez-Ordóñez et al. 2010; Fortea et al. 2011; Pereira 2018). Como tal, é cada vez mais usada como espessante

natural, estabilizador ou agente gelificante em alimentos (principalmente produtos lácteos) e na indústria farmacêutica (Hilliou et al. 2006; Domingues et al. 2015). *M. stellatus* é uma das algas mais abundantes em Portugal (Araújo et al. 2009a; Pereira et al. 2014) e a avaliação da eficiência da biofiltração de amónio, nitrato e fosfato desta espécie, num sistema de aquacultura multitrófica integrada (*Integrated Multi-Trophic Aquaculture System (IMTA)*), já foi realizada, revelando resultados positivos (Domingues et al. 2015). Adicionalmente, Pereira e Mesquita (2003) refere que *M. stellatus* e *C. crispus* são as únicas espécies colhidas em Portugal para fins industriais, principalmente no litoral Norte (Viana do Castelo).

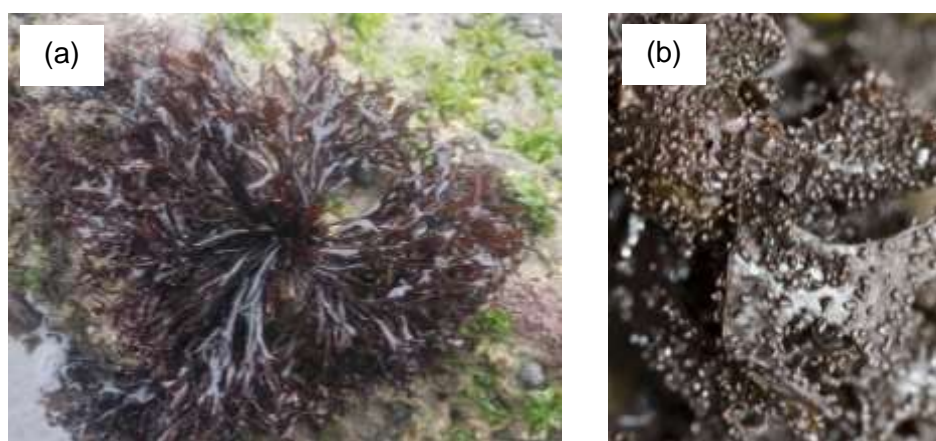


Fig. 3 - *Mastocarpus stellatus* (a) com papilas reprodutivas visíveis (b).

Apesar da filogenia e taxonomia do género *Osmundea* ter sido um assunto controverso no passado, agora é fortemente aceite que este constitui um grupo monofilético dentro do complexo *Laurencia* (Silva 2015). De facto, o género *Osmundea*, restabelecido por Nam (1994), foi considerado o único dentro do complexo de *Laurencia* que mostra uma distribuição disjunta, ocorrendo no Noroeste e no Sudoeste do Pacífico, Norte do Atlântico, Mar do Norte e Mar Mediterrâneo (Machín-Sánchez et al. 2012). *Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse, 1809 (anteriormente *Laurencia pinnatifida*, Rhodophyta, filo) é uma macroalga vermelha comestível (Bunker et al. 2010) considerada dominante nas zonas do Noroeste da Península Ibérica. Pode ser encontrada na zona intertidal das praias rochosas no Norte e Centro de Portugal (Silva 2015). A sua larga distribuição demonstra que é uma espécie bastante resiliente, com notável capacidade de prosperar numa ampla gama de condições ambientais (Silva et al. 2015). É uma alga de dimensões reduzidas (cresce até 15 cm de comprimento), com uma textura cartilaginosa achatada e talo ramificado e ereto (Pereira 2018) (Figura 4). A ramificação é alternada e ocorre apenas num plano, com ramificações cada vez mais curtas em direção ao seu ápice e amplamente arredondadas (Bunker et al. 2010; Pereira 2018). *O. pinnatifida* fixa-se ao substrato por ramos estoloníferos e uma crosta basal (Guiry 2017). É uma espécie altamente variável em tamanho e coloração, dependendo do nível da praia em que se encontre: no nível superior é geralmente de cor amarelo-verde,

devido à exposição a altos níveis de luz solar, enquanto que no nível inferior pode ir de roxo a castanho-avermelhado (Bunker et al. 2010). A sua principal característica é o facto de poder apresentar um cheiro e sabor peculiares (Machín-Sánchez et al. 2012). Em Portugal, *O. pinnatifida* é vulgarmente conhecida como erva malagueta devido ao seu sabor levemente picante, como tal, depois de seca, pode ser utilizada como tempero (Paiva et al. 2014; Pereira 2018). Diversos estudos já mostraram que esta espécie é uma importante fonte de ácidos gordos essenciais, nomeadamente o ácido linoleico, que não pode ser sintetizado por seres humanos (Patarra et al. 2011, 2013; Paiva et al. 2014; Pereira 2018). Paiva et al. (2014), além de corroborar que *O. pinnatifida* é uma fonte de proteínas, também a indica como fonte valiosa de vitaminas A, E e minerais. Andrade et al. (2013) verificou também que esta espécie é rica em manitol, que é um tipo de açúcar amplamente utilizado na indústria alimentar, farmacêutica, médica e química (Saha e Racine 2011). Rodrigues et al. (2015) demonstrou ainda que *O. pinnatifida* possui um potencial inibitório contra α -glucosidase, que pode ser utilizado no tratamento de pacientes com diabetes tipo 2, uma vez que retarda a absorção de carboidratos pelo intestino delgado (van de Laar et al. 2005). A atividade antioxidante de extratos desta alga foi testada *in vitro*, revelando que esta espécie é uma potencial fonte de compostos ativos biológicos com propriedades antioxidantes (Barreto et al. 2012; Andrade et al. 2013; Rodrigues et al. 2015).



Fig. 4 - *Osmundea pinnatifida*.

Chondracanthus acicularis (Roth) Fredericq, 1993 (Figura 5) (antes denominada *Gigartina acicularis* (Kim 2012)) é uma macroalga vermelha (Rhodophyta, filo) (Pereira 2004). Ocorre principalmente em Portugal e no Oeste de África (Pereira 2018). É uma espécie que se encontra em rochas do nível inferior de praias protegidas ou semi-expostas (Guiry 1984) e tolera a presença de grandes coberturas de areia (Bunker et al. 2010). É uma alga filiforme, com frondes de cor vermelho-escuro ou preto, que podem descolorar no verão tornando-se esbranquiçadas ou amarelas (Pereira 2018). Possui uma textura cartilaginosa-elástica e está fixa ao substrato por um sistema de rizoides (Pereira 2004). Pode atingir 10 cm de

comprimento, os eixos principais são cilíndricos, comprimidos e irregularmente ramificados em ramos laterais curtos e pontiagudos (Guiry 2017; Guiry e Guiry 2018; Pereira 2018). É considerada uma espécie comum da flora macroalgal portuguesa e tem a particularidade de formar tapetes densos e vastos cobrindo o substrato (Bunker et al. 2010; Pereira e van de Velde 2011). Em peso seco, é a espécie com maior quantidade de carragenina (42,3%), sendo considerada uma fonte natural deste composto (Pereira e van de Velde 2011).



Fig. 5 - *Chondracanthus acicularis*.

Codium é um género de macroalga verde (Chlorophyta, filo) distribuído mundialmente (Trowbridge 2001) e que alberga diferentes espécies e subespécies (Trowbridge 1996; Provan et al. 2008). De facto, é um dos géneros mais comuns (Santelices, 2004) com cerca de 125 espécies descritas (Fernández et al. 2014). Distribui-se pelos mares do mundo, com exceção das regiões polares, sendo encontrado principalmente em áreas temperadas e subtropicais (Oliveira-Carvalho et al. 2012). Espécies do género *Codium* são encontradas no nível inferior de habitats marinhos que vão desde costas rochosas expostas até lagoas calmas, de habitats intertidais a recifes profundos, de águas árticas a tropicais e de estuários eutróficos a recifes de coral com depleção de nutrientes (Verbruggen et al. 2007; Fernández et al. 2014). No presente trabalho, optou-se por englobar todas as espécies de *Codium* pelo facto da distinção das mesmas a olho nu ser difícil, podendo ser *Codium tomentosum* ou *Codium fragile*. *C. tomentosum* é uma alga nativa do Nordeste Atlântico (Costa et al. 2015), pelo contrário, *C. fragile* é uma espécie invasora nativa da costa Este da Ásia e do Norte da Europa (Lee et al. 2010). Nas últimas duas décadas, *Codium* tem sido alvo de diversos estudos devido à sua natureza invasiva, sendo *C. fragile* descrita como a macroalga mais invasiva do mundo, tendo sido disseminada mundialmente (Nyberg e Wallentinus 2005). Em termos morfológicos, estas duas espécies apresentam uma cor verde escuro, podem atingir 40 cm de comprimento e fixam-se ao substrato por um pequeno disco, sendo o resto da alga ereta e com eixos cilíndricos dicotomicamente ramificados (Figura 6) (González e Santelices 2004). *Codium* spp. tem uma textura esponjosa e apresenta pilosidades, o talo é composto por utrículos

pigmentados e filamentos medulares esféricos ou ramificados (Bunker et al. 2010; Pereira 2018). As espécies do género *Codium* são consumidas por humanos, principalmente em algumas partes da Ásia (Pereira 2018). Apresentam um interesse acrescido na área farmacêutica por serem uma importante fonte de polissacarídeos sulfatados (Wang et al. 2014). Adicionalmente, extratos de algas verdes, como *C. tomentosum*, podem regular a distribuição de água na pele e, assim, proteger a pele da secura (Wang et al. 2015; Pereira 2018). Espécies deste género já foram usadas como organismo modelo para estudos de fisiologia e ecofisiologia de algas, acumulação de metais pesados e compostos bioativos (Trowbridge 1998) uma vez que apresentam uma ampla distribuição, grande variedade de formas e são encontradas em vários habitats (Verbruggen et al. 2007).



Fig. 6 - *Codium* spp..

1.3.2 Análise e métodos de estudo de associações de macroalgas

Monitorizar e avaliar comunidades biológicas em habitats intertidais é uma necessidade atual para se perceber os impactos que ocorrem nestes ecossistemas (Menge et al. 2015). Os indicadores mais utilizados para avaliar os organismos presentes numa praia rochosa são a percentagem de cobertura e a biomassa (Leujak e Ormond 2007; Konar e Iken 2009; Menge et al. 2015). A composição específica e a percentagem de cobertura são os descritores mais comuns da estrutura das associações de macroalgas (Piazzi et al. 2002; Rubal et al. 2011; Veiga et al. 2013).

Das dificuldades inerentes a estudos de avaliação das associações de macroalgas marinhas, que ocorrem nas praias rochosas, destacam-se: (1) a alta variabilidade de biomassa, com grande variação em escalas espaciais e temporais e (2) a existência de um grande esforço de amostragem e elevada experiência taxonómica (Puente e Juanes 2008; Veiga et al. 2013; Raffo et al. 2014; Gaspar et al. 2017). Estas associações têm uma elevada importância ecológica uma vez que aumentam a complexidade do habitat, promovendo a dispersão de outras espécies e aumentando a disponibilidade de alimento e de zonas de refúgio (Lyons et al. 2014). Esta variabilidade natural é considerada uma dificuldade na

compreensão dos processos ecológicos, mas sabe-se que o aumento do conhecimento sobre essa variabilidade é importante para perceber os fenómenos que estruturam os ecossistemas naturais (Martins et al. 2008). Nos últimos 30 anos, a ecologia marinha tem melhorado a sua compreensão de como as associações de espécies interagem para manter ou alterar a comunidade (Costa 2012). No entanto, enumerar todas as espécies de macroalgas para programas de monitorização é um trabalho demorado e requer um elevado nível de especialização (Veiga et al. 2013). A fim de reduzir o tempo e os recursos consumidos na identificação dos *taxa*, estudos têm demonstrado que as espécies podem ser agrupadas em grupos funcionais com base nos seus atributos ecológicos e morfológicos (Littler e Littler 1980; Steneck e Dethier 2007; Balata et al. 2011). Veiga et. al. (2013) confirmou que a avaliação da associação de macroalgas, considerando espécies e grupos funcionais, mostrou padrões espaciais consistentes. Como tal, os grupos funcionais podem ser considerados um substituto biológico confiável para estudar mudanças na associação de macroalgas, pelo menos ao longo do litoral português (Veiga et al. 2013).

Normalmente, estudos de associações de macroalgas são efetuados avaliando a composição de espécies que ocorre numa unidade de amostragem (ex: quadrado), ao longo de transetos nos três níveis intertidais (Konar e Iken 2016). O método de amostragem recorrendo a um quadrado (unidade/área de amostragem) é o mais utilizado, uma vez que já foi descrito como sendo um método preciso e eficiente para quantificar comunidades biológicas bentónicas (Heltshe e Forrester 1985; Obermeyer 1998). Por esta razão é muito utilizado em estudos de monitorização (Delaney et al. 2008; Konar et al. 2009) e em estudos de impacte ambiental (Cox e Foster 2013; Minchinton e Fels 2013). Esta metodologia baseia-se no registo da percentagem de cobertura das espécies abrangidas pela área do quadrado. As principais vantagens associadas a este método estão relacionadas com o facto das espécies poderem ser identificadas no campo até ao nível da espécie (Konar e Iken 2016) e por se tratar de uma unidade de amostragem de fácil aplicação. Uma limitação da amostragem pelo método do quadrado é a reduzida extensão espacial, que pode causar problemas na representatividade de ocorrência e distribuição de espécies, e na estrutura e composição da comunidade (Konar e Iken 2016). Além da amostragem pelo método do quadrado, o levantamento das espécies por métodos fotográficos são também muito utilizados para avaliar as comunidades bentónicas (Witman et al. 2004). Estes métodos apresentam algumas vantagens, uma vez que as fotografias, para além de reduzirem o tempo necessário no campo para recolher a informação, permitem obter um registo histórico permanente (Reimers et al. 2014). Na revisão comparativa realizada por Godet et al. (2009), as imagens fotográficas foram consideradas taxonomicamente menos detalhadas do que a análise *in situ* pelo método do quadrado. Isto está relacionado com o facto de as imagens apenas permitirem observar os *taxa* de maior tamanho e na camada mais superior. Neste sentido, a identificação *in situ*

apresenta-se como mais vantajosa porque permite ao observador mover organismos de forma a obter uma visão mais clara dos organismos parcial ou totalmente ocultos (Konar e Iken 2016). Estas vantagens podem ser especialmente importantes na avaliação dos taxa que apresentam uma percentagem de cobertura mais baixa, ou que normalmente ocupam o substrato secundário (estão fixos a outros organismos) (Godet et al. 2009). A fiabilidade da identificação das espécies está muito dependente da experiência do observador e precisa de ser cuidadosamente pré-avaliada e validada (Godet et al. 2009). No entanto, diversos autores defendem que a maioria das comunidades de macroalgas são facilmente identificáveis no campo com conhecimentos fáceis de adquirir e, portanto, permitem a monitorização de grandes áreas (Ballesteros et al. 2007; Gaspar et al. 2012).

1.3.3 A indústria atual das macroalgas

Em várias zonas do globo existe um crescimento na indústria de algas marinhas com um valor estimado de 10 bilhões de dólares (Bixler e Porse 2011). De acordo com as previsões e registos atuais, o aumento do seu uso na agricultura, na alimentação humana e animal deverá manter o crescimento desta indústria a longo prazo (Monagail et al. 2017). Impulsionada pelo desenvolvimento da aquacultura, a produção de macroalgas marinhas aumentou anualmente 9,5% durante os anos 90 e 7,4%, por ano, durante os anos 2000 (Makkar et al. 2016). Das 10 000 espécies de macroalgas conhecidas, 200 são consideradas comestíveis, fazendo parte da dieta tradicional e básica de algumas culturas, especialmente na Ásia, onde a China e o Japão são os maiores consumidores mundiais (Monagail et al. 2017; Pereira 2018). A nível europeu, os maiores produtores de macroalgas são a França, a Noruega, a Irlanda, a Islândia e a Federação Russa, representando 98% da biomassa total fornecida em 2014, e a produção em menor escala ocorre em Espanha, Itália, Dinamarca e Portugal (Monagail et al. 2017).

A nível mundial, são muitos os trabalhos realizados sobre a sustentabilidade associada à recolha de macroalgas e às medidas de gestão deste recurso natural (Monagail et al. 2017; Pereira 2018). Sabe-se que a colheita anual de macroalgas a partir de populações selvagens foi de 28,4 milhões de toneladas em 2014 (FAO 2018). Este é um aumento de 43% em comparação com 2010, onde o valor era de 19,9 milhões (FAO 2018). Destaca-se o Japão com 40% da colheita global em 2014 (Rioux et al. 2017). Na América Latina, um exemplo da sobre-exploração de algas castanhas ocorre no Chile, que é considerado o país com maior colheita de *kelps* no mundo (Pereira 2018). Neste país, estas algas são exploradas a partir de populações naturais e exportadas para mercados internacionais (Europa, Estados Unidos, China e Japão), fornecendo 10% da biomassa global para alginatos (Bixler e Porse 2011; Vásquez et al. 2012). Como tal, o governo chileno implementou um plano de gestão e conservação, examinando a biomassa disponível e explorável e o esforço de colheita (captura

por unidade de esforço (*Catch Per Unit Effort (CPUE)*) (Vásquez 2008). Neste sentido, Vásquez et al. (2012) avaliaram o uso de valores de biomassa de *Lessonia nigrescens* (ordem Laminariales, classe Phaeophyceae), como indicador ecológico para monitorizar a colheita de macroalgas castanhas e, conseqüentemente, propor limites de colheita que contribuíssem para a sustentabilidade das florestas de *kelps* no Chile. Os autores concluíram que a sustentabilidade da população de *L. nigrescens* dependerá da manutenção de adultos reprodutores e da frequência de colheita. Neste contexto, os indicadores ecológicos propostos neste estudo constituem ferramentas úteis para uma maior sustentabilidade das costas rochosas expostas, onde macroalgas castanhas de importância económica são organismos dominantes em percentagem de cobertura e biomassa (Vásquez et al. 2012). Já na Europa, a indústria de algas da Noruega, que depende maioritariamente dos leitos naturais de *Ascophyllum nodosum* e *Laminaria hyperborea*, encontra-se sob leis de proteção ambiental e de restrição de áreas para colheita (Meland e Rebours 2011; Alexander et al. 2015). Por exemplo, a colheita de *kelps* em profundidades maiores que 20 m é proibida (Meland e Rebours 2011). Iniciativas recentes a nível europeu incluem a implementação de um programa global de certificação para a colheita de algas marinhas proposta pelo *Marine Stewardship Council (MSC)* e o *Aquaculture Stewardship Council (ASC)*. Estas organizações visam oferecer um padrão global para a certificação de operações com macroalgas, que garantirão a exploração sustentável e responsável deste recurso marinho (Monagail et al. 2017).

Portugal possui uma das maiores zonas económicas exclusivas do mundo, o que significa que a exploração dos seus recursos marinhos é um dos principais setores do desenvolvimento económico (Santos et al. 2015). Existe uma grande diversidade de espécies encontradas no litoral português (Araújo et al. 2009a), no entanto, as macroalgas são um dos recursos aquáticos menos estudados e explorados (Santos et al. 2015). Em Portugal, as atividades relacionadas com macroalgas estão agora reduzidas à colheita de baixo volume de algumas espécies, ao contrário do que acontecia na década de 80 em que Portugal era um dos maiores produtores de agar do mundo (Rebours et al. 2014). As macroalgas já eram recolhidas para fertilizantes ao longo do litoral Norte desde muito antes do século XIV (Santos e Duarte 1991; Lopes et al. 2011). *Laminaria hyperborea*, *Laminaria ochroleuca*, *Saccorhiza polyschides*, *Fucus vesiculosus*, *Codium tomentosum*, *Palmaria palmata*, *Chondrus crispus* e *Gelidium sesquipedale*, coletivamente chamadas de 'sargaço', foram colhidas e vendidas como fertilizantes desde 1308 e a sua recolha foi regulamentada pelo rei D. Dinis (Santos e Duarte 1991; Monagail et al. 2017). Atualmente, as atividades relacionadas com as macroalgas baseiam-se maioritariamente na colheita de *Gelidium* spp. (Rebours et al. 2014), nomeadamente em S. Martinho do Porto. No entanto, seis áreas de colheita foram definidas juntamente com a emissão de licenças anuais para permitir a recolha de macroalgas para fins

comerciais (Santos e Duarte 1991; Monagail et al. 2017). Adicionalmente, o número máximo de barcos e mergulhadores por barco foi fixado por área de colheita e o período da mesma, por ano, também foi restrito (Monagail et al. 2017). Pelo contrário, a colheita de algas para consumo pessoal não é regulada nem gerida e, como consequência, existem populações que sofrem com a redução da abundância local (nomeadamente de *Himanthalia elongata*) (Monagail et al. 2017). Por outro lado, o foco recente no desenvolvimento da aquacultura abre as portas para o cultivo de macroalgas marinhas em sistemas *IMTA* (Abreu et al. 2011). Esta técnica, já utilizada em Portugal (Alexander et al. 2015), pretende converter a monocultura numa aquacultura ecológica e, portanto, mais sustentável (Buschmann et al. 2008). É, assim, imprescindível uma revisão da regulamentação existente que permita a exploração sustentável das macroalgas marinhas, de modo a evitar a colheita descontrolada de espécies sensíveis e economicamente importantes (Araújo et al. 2009b; Rebours et al. 2014).

1.4 Objetivos

O objetivo do presente estudo foi avaliar a estrutura e a dinâmica da comunidade de macroalgas que ocorre na praia rochosa de Belinho-Mar. Para dar cumprimento ao objetivo principal, foram definidos dois objetivos específicos:

(1) avaliar a variação sazonal e espacial da biomassa disponível de um conjunto de espécies-alvo de macroalgas (*Chondrus crispus*, *Mastocarpus stellatus*, *Osmundea pinnatifida*, *Chondracanthus acicularis* e *Codium* spp.) e da composição geral da comunidade de macroalgas que ocorre na praia rochosa de Belinho-Mar em 2017/18;

(2) avaliar a variação temporal da biomassa disponível das espécies-alvo de macroalgas selecionadas na praia rochosa de Belinho-Mar entre 2010/11 e 2017/18. Esta avaliação comparativa foi efetuada recorrendo à informação recolhida no estudo do POLIS Litoral Norte (2010/11).

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na praia rochosa Belinho-Mar inserida no Parque Natural do Litoral Norte (PNLN). Com vista a minimizar o problema da urbanização, a Assembleia Municipal de Esposende propôs, através do Decreto-Lei nº 357/87 de 17 de novembro, que toda a costa compreendida entre a Apúlia e a foz do Rio Neiva, fosse classificada como área protegida, designando-se como Área de Paisagem Protegida do Litoral de Esposende. Em 2005, segundo os critérios estabelecidos no Decreto-Lei nº 19/93 de 23 de janeiro, esta área protegida foi reclassificada pelo Decreto Regulamentar nº 6/2005 de 21 de julho, passando a designar-se como Parque Natural do Litoral Norte tendo, simultaneamente, sido alterados os respetivos limites. Atualmente, a orla costeira do PNLN possui uma extensão de cerca de 16 km, que se estende desde a foz do rio Neiva até Sul de Apúlia, em área administrada pelo município de Esposende (Sousa-Pinto et al. 2012). Abrange nove freguesias, entre elas Belinho, ocupando uma superfície de 8887 ha dos quais 7653 ha são de área marinha (ICNF 2017).

Belinho-Mar situa-se na freguesia de Belinho, concelho de Esposende e distrito de Braga (Figura 7a). Caracteriza-se por apresentar uma extensa plataforma rochosa que fica a descoberto durante a baixa-mar (Figura 7b e c) e por estar inserida num complexo sistema de dunas constituídas por seixos e um curto areal (ICNF 2017). Para a realização deste estudo, foram definidas duas áreas distintas na praia, distanciadas entre si por cerca de 900 m: área 1 (A1) com as coordenadas GPS = 41,59113° N; -8,80576° O e área 2 (A2) com as coordenadas GPS = 41,58364° N; -8,80606° O.

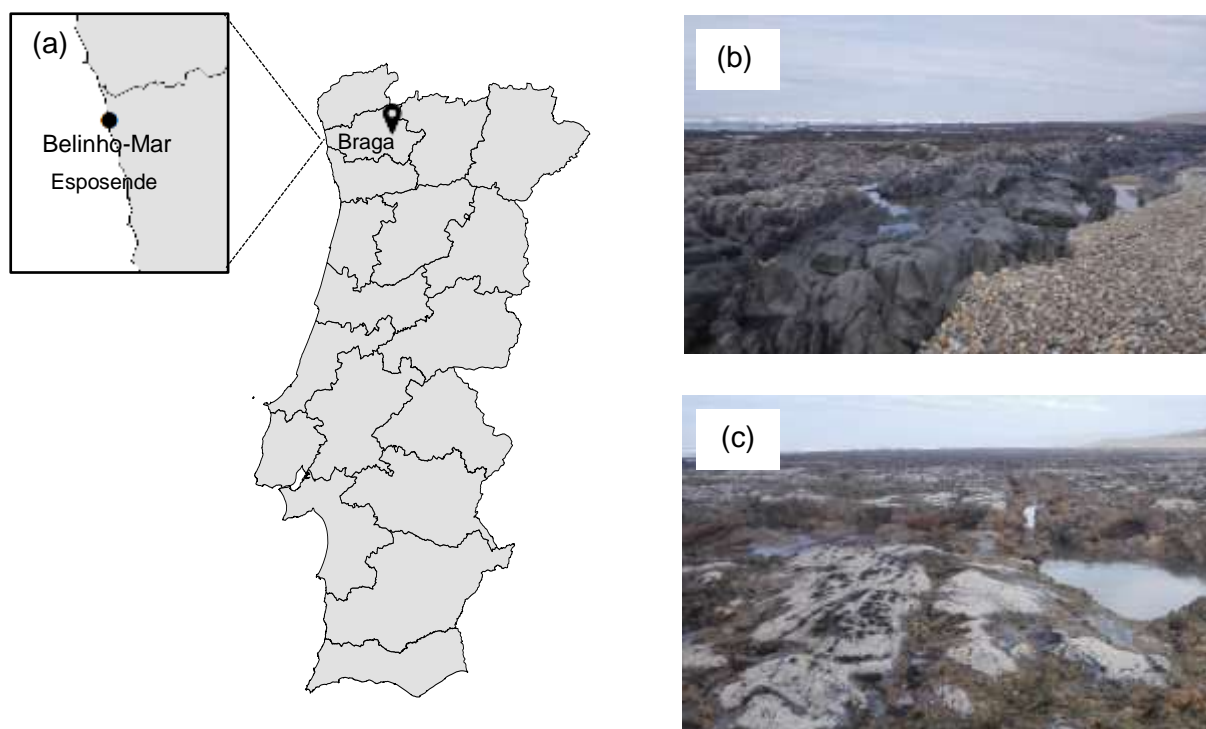


Fig. 7 - Localização geográfica da praia de estudo Belinho-Mar (a) (Concelho de Esposende, Distrito de Braga). (b) e (c) fotografias da plataforma rochosa da praia de Belinho-Mar (b) e (c).

2.2 Procedimentos de amostragem e tratamento de dados

Foi efetuada a delimitação de cada uma das áreas estudadas (A1 e A2) através do levantamento das coordenadas com um dispositivo GPS e recorrendo a um mapa fornecido pelo *software ArcGis*. Em cada uma delas, a amostragem foi estratificada em dois níveis: inferior e médio/superior. Estes dois últimos foram considerados em simultâneo porque o nível médio é a zona mais extensa da praia, abrangendo uma grande diversidade de algas e, pelo contrário, a abundância de macroalgas no nível superior de Belinho-Mar é muito reduzida.

A percentagem de cobertura das espécies foi estimada visualmente utilizando o método do quadrado com dimensões 50x50 cm (0,25m²) subdividido em 25 parcelas (10x10 cm) representando, cada uma delas, 4% da área total (Figura 8). O método do quadrado é um método rápido de estimativa visual, no entanto, apresenta alguma subjetividade (Dethier et al. 1993). Não sendo um método de amostragem probabilístico, as amostragens repetidas não convergem necessariamente para o valor verdadeiro, pois estão dependentes da experiência do observador (Dethier et al. 1993; Legg e Nagy 2006; Godet et al. 2009; Konar e Iken 2016). Os taxa em cada unidade de amostragem foram identificados visualmente *in situ*, sempre que possível, até ao nível taxonómico da espécie. Quando tal não foi possível, um indivíduo de cada espécie em dúvida foi recolhido e armazenado para posterior identificação em laboratório.



Fig. 8 - Unidade de amostragem – quadrado com dimensões 50x50 cm dividido em 25 parcelas.

Numa primeira fase do trabalho foi necessário determinar o esforço de amostragem, ou seja, averiguar o número mínimo de quadrados que deveriam ser amostrados para que existisse representatividade, em termos de percentagem de cobertura, das espécies-alvo e do número de espécies presentes na praia de Belinho-Mar. Pretendeu-se garantir que, pelo menos, 80% das espécies presentes em cada nível da praia fossem abrangidas no estudo. Para este efeito, foram amostrados 20 quadrados no nível inferior e 40 quadrados no nível médio/superior. Após definição do esforço de amostragem, esta iniciou-se em abril de 2017 e terminou em janeiro de 2018. De forma a realizar uma análise sazonal, a amostragem foi efetuada em dois períodos distintos: primavera/verão (PV) e outono/inverno (OI). Em cada estação foram efetuadas amostragens em três meses distintos ($n=3$), em cada uma das duas áreas consideradas (A1 e A2) (representação esquemática do desenho experimental, Figura 9).

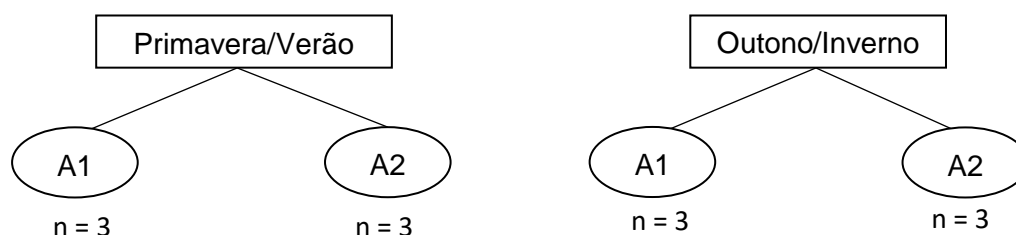


Fig. 9 - Desenho experimental de amostragem em que A = área e n corresponde às três datas (meses distintos) em cada estação do ano considerada.

Em cada área foram amostrados, ao acaso, 12 quadrados no nível inferior e 12 no nível médio/superior (considerando 6 zeros nos canais de água, de forma a não sobrevalorizar os resultados). Em cada unidade de amostragem (quadrado), identificaram-se as espécies de macroalgas observadas e registou-se a percentagem de cobertura das mesmas, bem como substrato livre. Este procedimento foi realizado por camadas, isto é, espécies de macroalgas com lâminas que ocultassem as restantes foram afastadas para possibilitar a observação e

contagem de todas as espécies que ocorriam na área do quadrado. Inicialmente, foi necessário converter os valores de percentagem de cobertura de cada espécie-alvo em peso fresco (g. 0,25 m⁻²). Estas conversões foram realizadas através de equações já existentes e definidas para cada espécie-alvo (Tabela 1) e que definem a relação logarítmica entre percentagem de cobertura, peso seco e peso fresco (equações documentadas num trabalho ainda em progresso do laboratório de Biodiversidade Costeira do CIIMAR). Uma vez que para *Chondracanthus acicularis* não existiam equações que permitissem esta conversão, foi necessário proceder à recolha de amostras referentes a diferentes percentagens de cobertura desta alga e posterior determinação dessas relações em laboratório. Para tal, foi efetuada a pesagem da alga (peso fresco) e a mesma foi seca em estufa a 60°C até estabilização do peso seco. De seguida, foram determinadas as equações que definem a relação logarítmica entre percentagem de cobertura vs peso seco, percentagem de cobertura vs peso fresco e peso seco vs peso fresco. Verificou-se que as duas primeiras relações seguiram uma regressão polinomial e a de peso seco vs peso fresco uma regressão linear (Anexo I), situação também verificada para as restantes espécies-alvo.

Tabela 1 - Equações que definem a relação logarítmica entre percentagem de cobertura (PC), peso seco (PS) e peso fresco (PF) das espécies-alvo.

Espécies-alvo	Percentagem de Cobertura (PC) vs Peso Seco (PS)	Peso Seco (PS) vs Peso Fresco (PF)	Percentagem de Cobertura (PC) vs Peso Fresco (PF)
<i>C. crispus</i>	$PS = 1,0945 \cdot PC + 0,1799$	$PS = 0,9795 \cdot PF - 1,3916$	-
<i>M. stellatus</i>	-	$PS = 1,0035 \cdot PF - 1,1088$	$PF = 0,9908 \cdot PC + 1,5048$
<i>O. pinnatifida</i>	$PS = 1,1577 \cdot PC - 0,3686$	$PS = 1,0084 \cdot PF - 1,9638$	-
<i>C. acicularis</i>	$PS = -0,3488 \cdot PC^2 + 2,2868 \cdot PC - 0,1165$	$PS = 0,9657 \cdot PF - 1,4604$	$PF = -0,3636 \cdot PC^2 + 2,3736 \cdot PC + 1,3969$
<i>Codium</i> spp.	$PS = 1,0765 \cdot PC + 0,3749$	$PS = 0,9859 \cdot PF - 2,3432$	-

Relativamente à variação temporal da biomassa média disponível das espécies-alvo em Belinho-Mar, foi necessário converter os dados do POLIS de forma a torná-los comparáveis com os recolhidos no presente trabalho. Isto é, aplicou-se uma proporção aos dados registados em 0,04 m² (quadrado 20x20 cm), obtendo os valores correspondentes em 0,25 m². Por conseguinte, tendo em conta que os dados estavam em biomassa seca, os mesmos foram transformados em biomassa fresca com recurso às equações referidas anteriormente (Tabela 1).

2.4 Análise estatística

Relativamente à variação sazonal e espacial da biomassa disponível das espécies-alvo na praia rochosa de Belinho-Mar em 2017/18, para detetar diferenças significativas nos valores de biomassa média entre as duas áreas e entre as duas estações do ano, realizou-se uma análise de variância de dois fatores (*two way ANOVA*). Esta análise foi realizada para cada uma das espécies-alvo, por nível de amostragem. Previamente à realização de cada ANOVA, a homogeneidade das variâncias foi testada usando o teste de *Levene*, sendo que quando $p \geq 0,05$, confirma-se a homogeneidade (Underwood 1997; Doncaster e Davey 2007). A normalidade dos dados também foi avaliada com a aplicação do teste de normalidade que fornece um gráfico de probabilidade *Y* com um valor de p que, quando superior ou igual a 0,05, confirma a distribuição normal. Todas as análises foram efetuadas no software *Minitab*. O modelo utilizado para a realização da ANOVA foi o de medidas repetidas com dois fatores (modelo 6,3 iii em Doncaster e Davey (2007) para testar a hipótese de que a biomassa média de cada espécie-alvo varia com a estação do ano e com a localização da área amostrada. Este modelo considera dois níveis do fator fixo - estação do ano (E_2) e dois níveis do fator aleatório - área (A'_2), em que o apóstrofo designa o fator aleatório e *S* refere-se às medidas repetidas (as três datas de amostragem em cada estação):

$$Y = E | S'(A')$$

Este modelo foi analisado no software *Minitab* pela solicitação dos seguintes termos de análise (Doncaster e Davey 2007):

$$Y = E | A' + E | S'(A') - E * S'(A')$$

onde as linhas verticais indicam “cruzado com” e os parenteses “incluído em” e os fatores *E* e *A* são ortogonais. A definição da área como fator aleatório teve como objetivo a extrapolação dos resultados para a região litoral do Norte de Portugal (avaliação do *standing stock*) (Borges et al. 2015). O nível de alfa considerado na análise foi 0,05, que define a região de rejeição da hipótese nula, isto é, esta será rejeitada se o resultado obtido for inferior a este valor ($p < 0,05$) (Underwood 1997; Doncaster e Davey 2007). *Post hoc pooling* é permissível (Doncaster e Davey 2007) nos casos em que a interação entre o fator estação e o fator área não for detetável, $\alpha = 0,25$ (isto é $p > 0,25$) (Janky 2000; Doncaster e Davey 2007). Nestes casos, esta interação é incorporada no erro residual para proporcionar um teste mais potente para o fator estação com 5 graus de liberdade associados ao termo do erro (*Post hoc pooling*, segundo Underwood, 1997).

Os dados referentes à composição da comunidade de macroalgas da praia foram analisados através de métodos multivariados não paramétricos, utilizando o software *Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research (PRIMER 6)* (Araújo et al. 2005, 2012; Borges et al. 2015). Os métodos estatísticos subjacentes a este software têm vindo a mostrar

resultados em muitos estudos presentes na literatura, por exemplo, relacionados com padrões de biodiversidade e ecologia das comunidades (Clarke e Gorley 2001). Para cada nível da praia considerado, foi analisada a influência do fator estação (PV e OI) e do fator área (A1 e A2) na associação de macroalgas da praia. De forma a reduzir a influência das espécies mais abundantes, permitindo que a análise revelasse padrões de variação mais claros, os dados de percentagem de cobertura foram transformados com raiz quadrada (Clarke 1993). Várias experiências e considerações teóricas têm vindo a mostrar que este tipo de transformação é a que melhor se adequa a matrizes de dados referentes a abundância de espécies (Anderson 2001; Clarke e Gorley 2001). Após transformação dos dados, foi calculada uma matriz de semelhança utilizando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Uma escala multidimensional não métrica (*Non-metric Multidimensional Scaling (nMDS)*) foi utilizada para produzir gráficos de ordenação bidimensionais e, assim, visualizar o efeito geral da estação do ano e da área na estrutura da associação de macroalgas. De seguida foi efetuada uma análise de variância permutativa multivariada (*Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA)*) (Anderson et al. 2008) que é um conjunto de suplementos que estende o método do *PRIMER* baseado em semelhanças (Anderson et al. 2008). Estes métodos permitem que os dados multivariados sejam modelados, analisados e testados com base numa medida de semelhança, e todos os testes de hipóteses são efetuados usando técnicas de permutação (testes Monte Carlo) (Anderson et al. 2008). As aplicações deste suplemento permitem testar a existência de diferenças significativas na estrutura da associação de macroalgas da praia, entre as duas estações do ano consideradas e entre as duas áreas amostradas. De seguida, realizou-se a análise de similaridade percentual (*Similarity Percentage Analysis (SIMPER)*) para determinar quais as espécies que mais contribuíam para a dissimilaridade entre estações e entre áreas.

Relativamente à variação temporal da biomassa média disponível das espécies-alvo em Belinho-Mar, entre 2010/11 e 2017/18, recorreu-se ao teste t. Para esta comparação foi considerada a média dos valores de biomassa média das duas áreas consideradas no presente trabalho, uma vez que no trabalho do POLIS apenas uma área foi considerada. Adicionalmente, enquanto que em 2017/18, para cada estação do ano, foram realizadas amostragens em três datas distintas, no trabalho anterior foi realizada apenas uma amostragem em cada uma das estações. Após verificada a distribuição normal dos dados, para cada estação do ano (PV e OI), foi realizado um teste t (com $t_{19}/t_{\text{crítico}} = 2,093$) que permitiu detetar a existência de diferenças significativas nos valores de biomassa registados nos dois períodos e, assim, analisar temporalmente a variação da mesma. Quando o valor de t_{19} obtido é superior ao $t_{\text{crítico}}$ tabelado, determina-se que existem diferenças significativas. Esta análise foi realizada apenas para o nível inferior da praia, uma vez que o estudo efetuado pelo POLIS não apresenta dados consistentes para o nível médio/superior.

3. Resultados

3.1 Determinação do esforço de amostragem

A Figura 10 apresenta a variação da percentagem média de cobertura de cada espécie-alvo consoante o número de quadrados amostrados, em cada um dos níveis da praia. De acordo com o gráfico correspondente ao nível inferior (Figura 10a), o número de quadrados necessário amostrar, para cumprir os requisitos anteriormente apresentados, seria 12. A partir deste número, as curvas referentes à percentagem de cobertura das espécies-alvo tendem a estabilizar. Relativamente ao nível médio/superior (Figura 10b), a estabilização das curvas observa-se a partir do esforço de amostragem de 9 quadrados. A espécie *Chondracanthus acicularis* não foi considerada inicialmente aquando da realização deste estudo prévio. Como referido anteriormente, o presente trabalho está inserido num projeto que abrange mais praias e só se considerou importante a inclusão desta espécie como espécie-alvo após a verificação da sua elevada abundância nessas praias, de forma a permitir futuras comparações entre as várias praias incluídas no projeto.

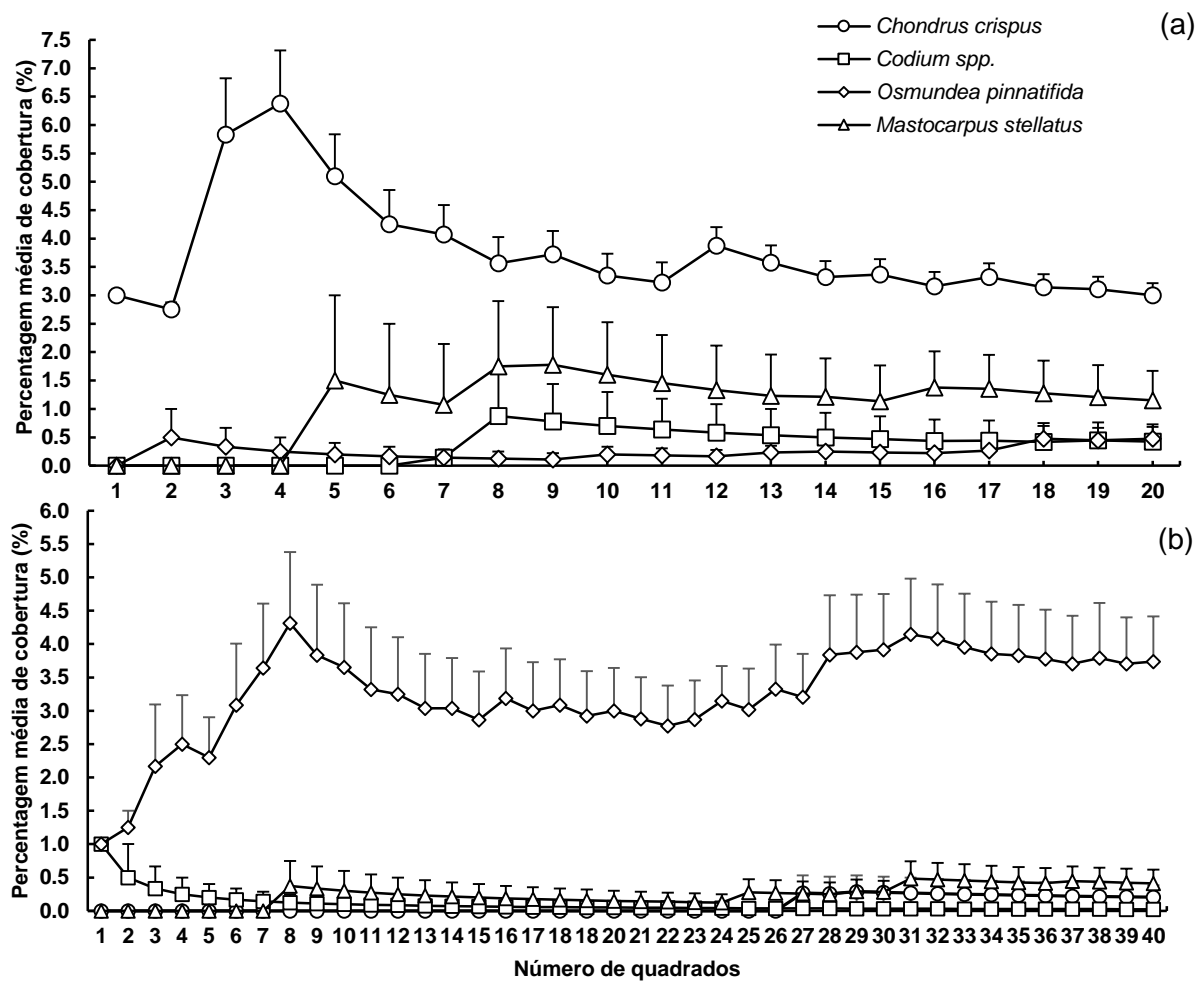


Fig. 10 - Variação da percentagem de cobertura média de 4 espécies-alvo consoante o número de quadrados amostrados no nível inferior (a) e no médio/superior (b).

Apresenta-se na Figura 11 a relação entre o número cumulativo de espécies encontradas e o número de quadrados amostrados, em cada nível da praia. No nível inferior foram identificadas cerca de 20 espécies. Uma vez que foi estabelecida uma representatividade das espécies da praia na ordem dos 80%, 16 espécies é o correspondente a este valor neste nível da praia. No médio/superior foram registadas 14 espécies de macroalgas, o que para 80% corresponde à observação de 11 delas. Assim, procurou-se saber quantos quadrados deveriam ser amostrados, em cada nível da praia, para que se amostrasse 80% das espécies. A análise consistiu na realização de 4 cenários possíveis, para cada um dos níveis, onde se variou a ordem pela qual os quadrados foram considerados na análise, de forma a avaliar a variação do número de quadrados necessário amostrar. Verificou-se que, no nível inferior, para se conseguir observar 16 espécies, seria necessário amostrar de 5 a 9 quadrados. Já no nível médio/superior, para se garantir a observação de 11 espécies, seria necessário amostrar de 3 a 6 quadrados.

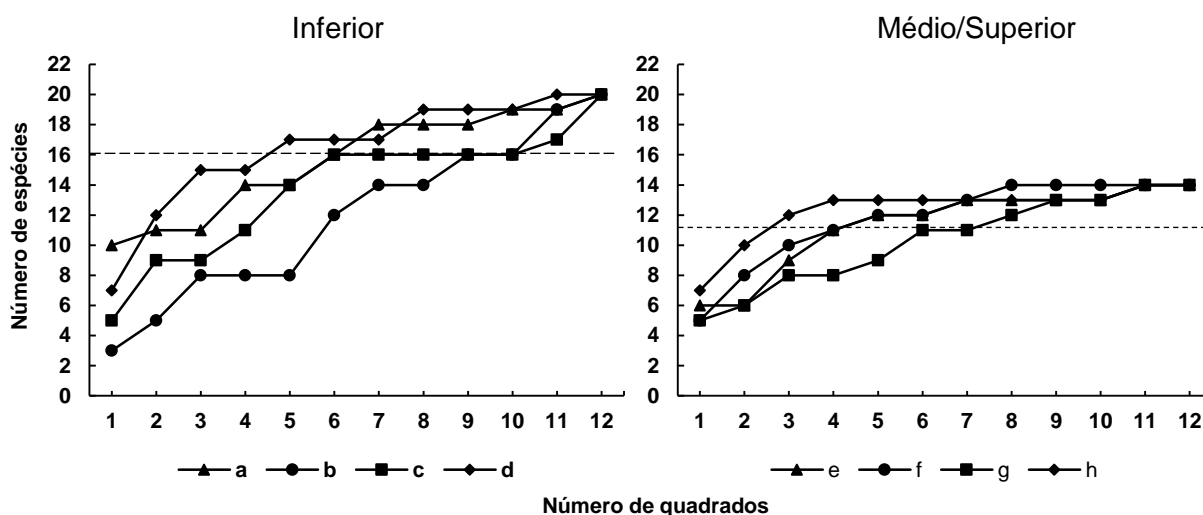


Fig. 11 - Cenários possíveis (linhas (a) a (h)) do número cumulativo de espécies que são abrangidas pelo número crescente de quadrados no nível inferior e médio/superior.

Tendo em conta as duas análises acima indicadas, estimou-se que 12 seria o número de quadrados a amostrar em cada nível da praia. Este número garante, não só, a representatividade dos valores de percentagem de cobertura das espécies-alvo, como também que, pelo menos, 80% das espécies de macroalgas presentes em cada um dos níveis da praia sejam amostradas, uma vez que é um valor superior aos obtidos na segunda análise.

3.2 Biomassa média das espécies-alvo em 2017/18

A Figura 12 apresenta os valores de biomassa média fresca das espécies-alvo encontrados nos dois níveis da praia de Belinho-Mar, em ambas as áreas, durante a primavera/verão e outono/inverno de 2017/18. Em ambos os níveis da praia não se detetaram diferenças significativas entre as duas estações do ano, para as cinco espécies-alvo (Tabelas 2 e 3). No entanto, verificou-se a existência de diferenças significativas entre as duas áreas de amostragem, para algumas espécies. No nível inferior, *Mastocarpus stellatus* apresentou valores de biomassa média significativamente superiores em A1 relativamente a A2, para ambas as estações do ano. Relativamente a *C. acicularis*, registou-se o oposto, isto é, o valor de biomassa média registada em A2 foi significativamente superior ao observado em A1, para os dois períodos do ano (Figura 12, Tabela 2). No nível médio/superior, *M. stellatus* e *C. acicularis* apresentaram valores de biomassa média fresca significativamente superiores em A2 comparativamente a A1, em ambas as estações. *Codium* spp. apresentou, tanto na primavera/verão como no outono/inverno, valores de biomassa média em A1 significativamente superiores a A2 (Figura 12, Tabela 3). Para *Chondrus crispus* e *Osmundea pinnatifida* não se verificou uma variação espacial significativa (Figura 12, Tabelas 2 e 3).

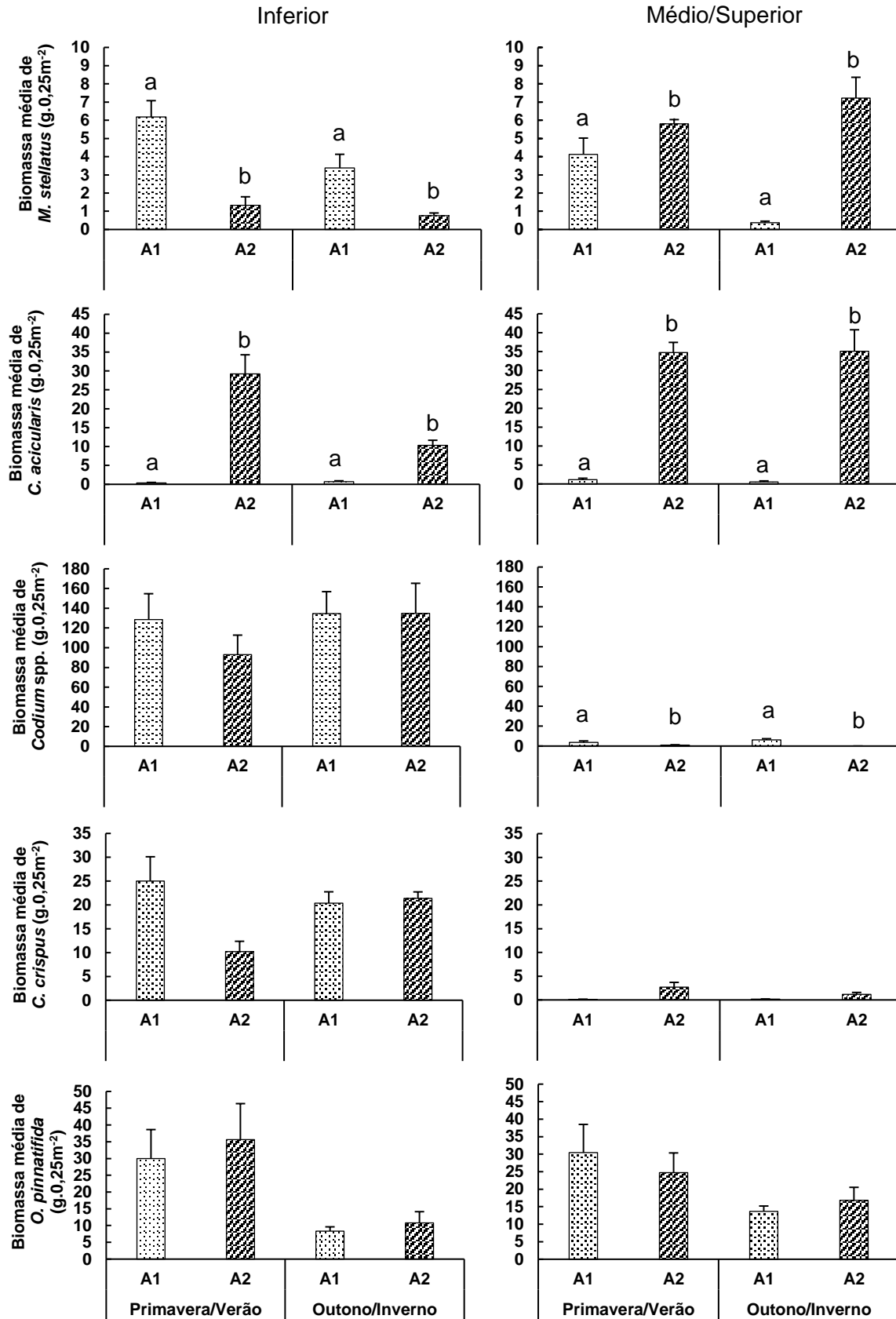


Fig. 12 - Biomassa média (g, 0,25 m⁻²) disponível em peso fresco, com erro padrão, das 5 espécies-alvo, no nível inferior e médio/superior da praia rochosa de Belinho-Mar. a e b representam a existência de diferenças significativas entre áreas.

Tabela 2 - Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa fresca média (g.0,25m⁻²) com realização de *post hoc pooling* em todas as espécies, no nível inferior da praia. A negrito evidenciam-se as diferenças significativas. gl – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; QM – quadrado médio.

	Fonte	gl	SQ	QM	F	P
<i>M. stellatus</i>	Entre amostras					
	A'	1	31,348	31,348	28,427	0,006
	S'(A')	4	4,402	1,101	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	6,687	6,687	0,938	0,377
	E*A'	1	1,150	1,150	0,133	0,733
	Erro residual	5	35,635	7,127	-	-
<i>C. acicularis</i>	Entre amostras					
	A'	1	651,42	651,42	9,403	0,037
	S'(A')	4	277,12	69,28	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	69,81	69,81	0,759	0,424
	E*A'	1	79,65	79,65	0,837	0,412
	Erro residual	5	460,10	92,02	-	-
<i>Codium spp.</i>	Entre amostras					
	A'	1	511,70	511,70	0,218	0,665
	S'(A')	4	9390,70	2437,70	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	6333,70	6333,70	0,617	0,524
	E*A'	1	538,40	538,40	0,040	0,847
	Erro residual	5	51321,20	10264,24	-	-
<i>C. crispus</i>	Entre amostras					
	A'	1	142,29	142,29	1,260	0,324
	S'(A')	4	450,37	112,59	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	31,72	31,72	0,242	0,644
	E*A'	1	187,44	187,44	1,600	0,274
	Erro residual	5	655,18	131,04	-	-
<i>O. pinnatifida</i>	Entre amostras					
	A'	1	82,24	82,24	0,200	0,677
	S'(A')	4	1623,79	408,20	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	1823,51	1823,51	2,798	0,155
	E*A'	1	23,13	23,13	0,030	0,874
	Erro residual	5	3258,55	651,71	-	-

Tabela 3 - Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa fresca média (g.0,25m⁻²) com realização de *post hoc pooling* em todas as espécies, no nível médio/superior da praia. A negrito evidenciam-se as diferenças significativas. gl – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; QM – quadrado médio.

	Fonte	gl	SQ	QM	F	P
<i>M. stellatus</i>	Entre amostras					
	A'	1	54,506	54,506	11,810	0,026
	S'(A')	4	18,456	4,614	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	4,103	4,103	0,200	0,729
	E*A'	1	20,033	20,033	2,380	0,198
	Erro residual	4	33,662	8,416	-	-
<i>C. acicularis</i>	Entre amostras					
	A'	1	3487,180	3487,180	16,592	0,015
	S'(A')	4	840,700	210,170	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	0,040	0,040	0,002	0,967
	E*A'	1	0,620	0,620	0,022	0,890
	Erro residual	5	113,710	22,742	-	-
<i>Codium spp.</i>	Entre amostras					
	A'	1	59,640	59,640	9,555	0,037
	S'(A')	4	24,966		-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	1,795	1,795	0,126	0,737
	E*A'	1	8,826	8,826	0,566	0,494
	Erro residual	5	71,147	14,229	-	-
<i>C. crispus</i>	Entre amostras					
	A'	1	9,548	9,548	1,601	0,274
	S'(A')	4	23,852	5,963	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	1,544	1,544	1,221	0,319
	E*A'	1	1,922	1,922	1,746	0,257
	Erro residual	5	6,325	1,265	-	-
<i>O. pinnatifida</i>	Entre amostras					
	A'	1	4,850	4,850	0,015	0,909
	S'(A')	4	1321,910	330,478	-	-
	Dentro das amostras					
	E	1	455,510	455,508	1,578	0,265
	E*A'	1	58,750	58,750	0,170	0,702
	Erro residual	5	1443,720	288,744	-	-

Os valores de biomassa média fresca das espécies-alvo registados em 0,25m⁻² foram extrapolados para toda a extensão das duas áreas da praia. Recorrendo às dimensões descritas na Tabela 4, obtiveram-se os valores de biomassa total disponível (em kg) (*standing stock*) para o nível inferior e médio/superior das duas áreas de amostragem de Belinho-Mar (Figura 13). Neste caso, a biomassa total de cada espécie será correspondente à extensão de cada área. As duas espécies que apresentaram maiores valores de biomassa no nível inferior, *Codium spp.* e *C. crispus*, são mais abundantes em A1. *M. stellatus*, *C. acicularis* e *O. pinnatifida* apresentaram maior biomassa total no médio/superior de ambas as áreas, sendo este o nível da praia mais extenso. Esta diferença entre os valores de biomassa média nas duas áreas não é tão evidente aquando a análise dos valores de biomassa média em g. 0,25m⁻², principalmente *Codium spp.* e *O. pinnatifida* que apresentam valores consideravelmente elevados quando extrapolados para toda a extensão das áreas.

Tabela 4 - Dimensões de cada área obtidas através do mapeamento das mesmas, recorrendo às coordenadas GPS registadas, no software ArcGis.

	Nível	Largura média (m)	Comprimento (m)	Área (m ²)
Área 1	Inferior	65,22	20,96	901,58
	Médio/Superior	57,94	60,05	3321,54
Área 2	Inferior	30,50	13,39	287,13
	Médio/Superior	31,72	82,68	2548,99

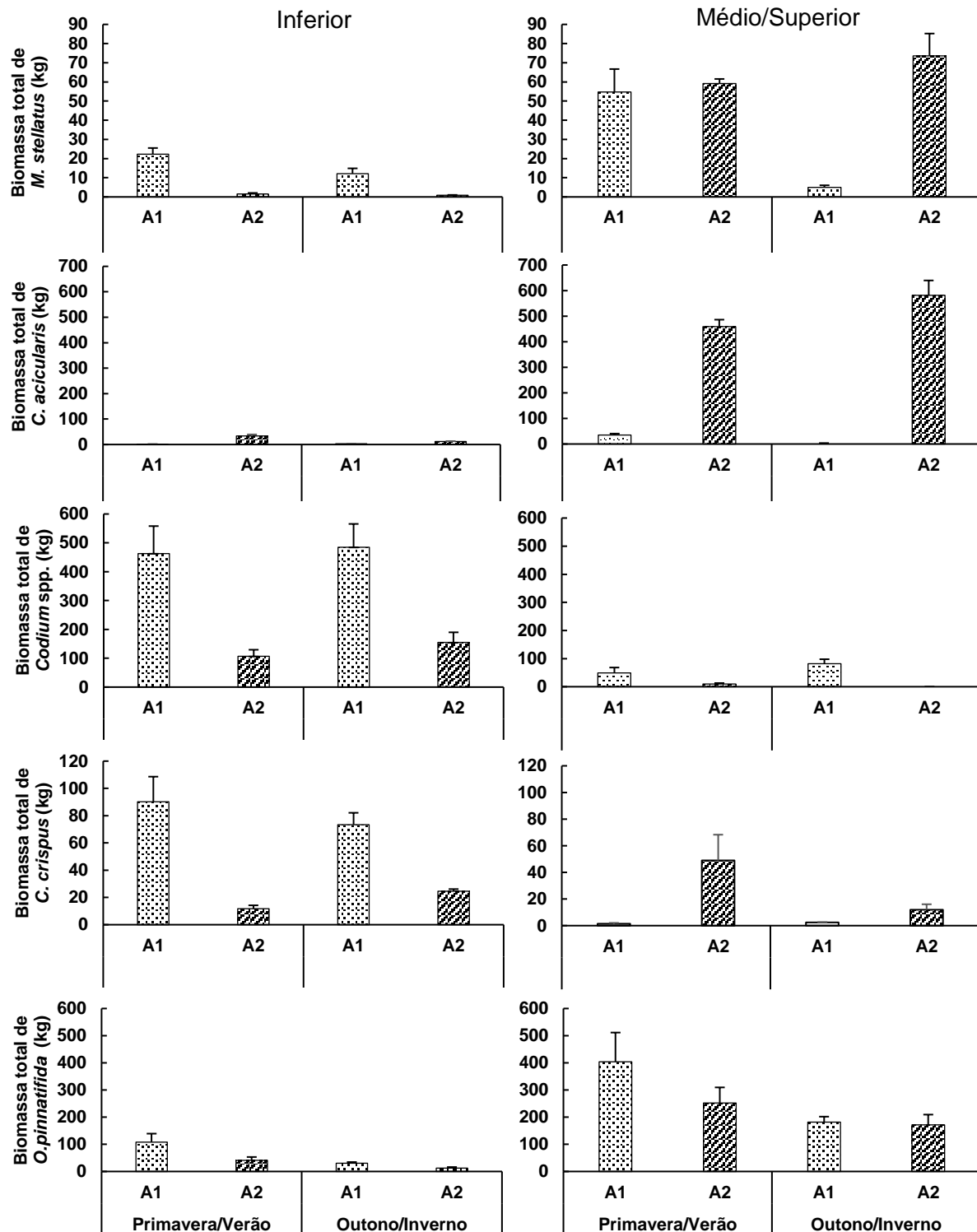


Fig. 13 - Biomassa fresca total (kg) disponível, com erro padrão, das 5 espécies-alvo em cada área amostrada, no nível inferior e médio/superior da praia rochosa de Belinho-Mar.

3.3 Variação temporal da biomassa disponível das espécies-alvo

A Figura 14 apresenta os resultados da variação temporal da biomassa média fresca (g. $0,25\text{m}^{-2}$) disponível das espécies-alvo entre 2010/11 e 2017/18, no nível inferior da praia. *Codium* spp. apresentou um aumento significativo da biomassa disponível de 2010/11 para 2017/18, em ambas as estações do ano. Para *C. acicularis* observou-se um decréscimo significativo da biomassa disponível no mesmo período, na estação primavera/verão. Nas restantes espécies-alvo não se observaram diferenças significativas nos valores de biomassa disponível entre os dois períodos do estudo durante a primavera/verão. No outono/inverno, para *M. stellatus*, observou-se um decréscimo significativo dos valores de biomassa de 2010/11 para 2017/18 e *C. crispus*, pelo contrário, apresentou um aumento significativo na sua abundância. *O. pinnatifida* e *C. acicularis* não apresentaram diferenças significativas na biomassa média disponível entre as duas datas, nesta estação do ano.

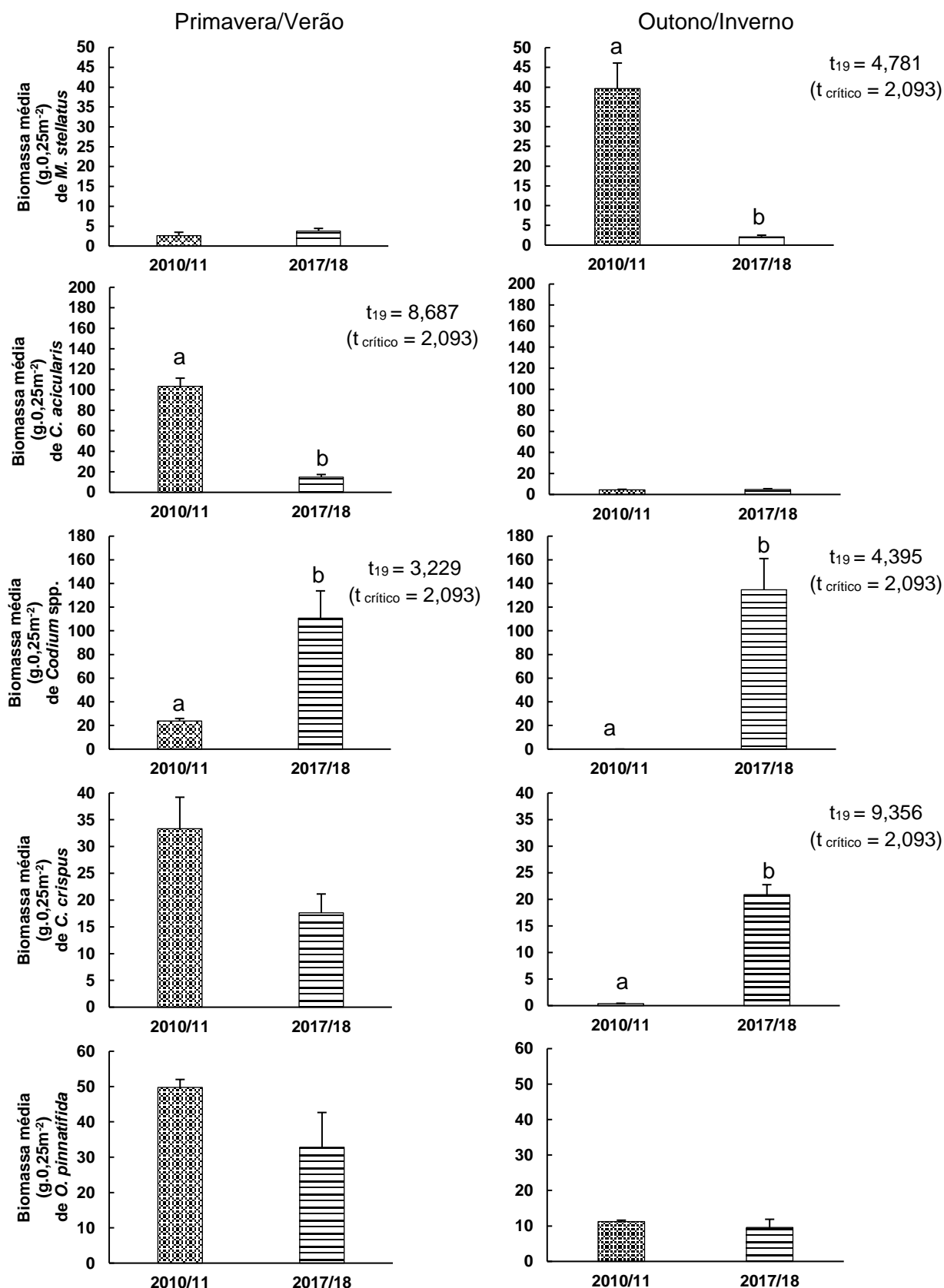


Fig. 14 - Variação temporal da biomassa média fresca (g.0,25m⁻²), com erro padrão, disponível das espécies-alvo da praia rochosa de Belinho-Mar, para a primavera/verão e o outono/inverno. As letras a e b representam a existência de diferenças significativas entre as duas datas. Apresentam-se os valores de t obtidos e o valor de $t_{\text{crítico}}$ tabelado.

3.4 Análise da composição da comunidade de macroalgas de Belinho-Mar em 2017/18

As representações *nMDS* obtidas para os dois fatores (estação do ano e área) apresentam-se na Figura 15. Estes revelam uma interseção significativa entre os mesmos para os dois níveis da praia, tal como indica a Tabela 5 referente à análise *PERMANOVA*.

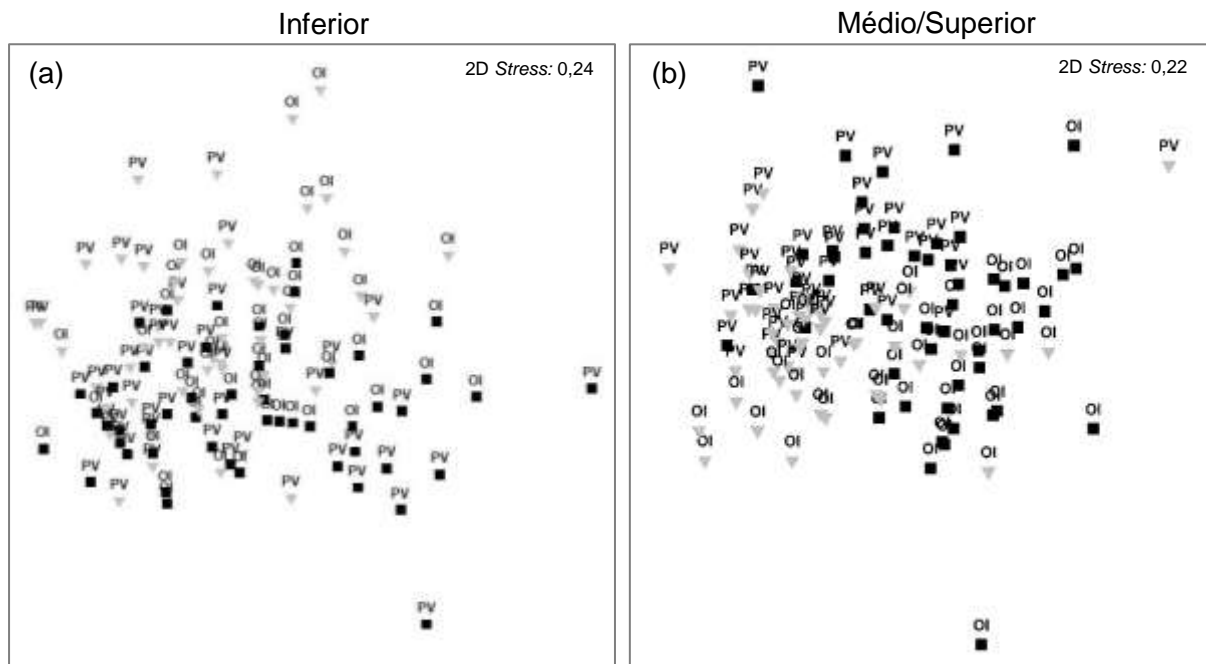


Fig. 15 - Representações *nMDS* da composição da comunidade de macroalgas da praia rochosa de Belinho-Mar em 2017/18 nos dois níveis da praia, considerando os dois fatores em simultâneo (área e estação do ano). Quadrados pretos: A1 (área 1) e triângulos cinzentos: A2 – área 2. PV e OI – primavera/verão e outono/inverno respetivamente.

Tabela 5 - Resultados da análise *PERMANOVA* considerando os dois fatores (área e estação do ano) para os dois níveis da praia. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de *Bray-Curtis* e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações *Monte Carlo* (*p*(MC)) estão representados a negrito. gl – graus de liberdade; QM – quadrado médio.

	Fonte	gl	QM	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> (MC)
Estação vs Área	Nível inferior				
	Estação	1	15814	3,267	0,045
	Área	1	17008	9,131	0,001
	Estação vs área	1	4840,5	2,599	0,011
	Resíduo	103	1862,6		
	Total	106	1862,6		
	Nível médio/superior				
	Estação	1	2116	4,067	0,026
	Área	1	20405	13,745	0,001
	Estação vs Área	1	4583,1	3,087	0,006
	Residual	102	1484,6		
	Total	105			

De acordo com os resultados obtidos, os dois fatores foram analisados separadamente, procedendo-se às seguintes análises para cada nível da praia: 1) influência do fator estação na associação de macroalgas da praia em cada uma das áreas amostradas (Figura 16c a f) e 2) influência do fator área na associação de macroalgas da praia em cada uma das estações do ano consideradas (Figura 17g a j). As representações evidenciam a existência de diferenças significativas entre as duas estações do ano (Figura 16, Tabela 6), em ambos os níveis da praia, para as duas áreas de amostragem. Isto indica que, para cada uma das áreas, as estações do ano tiveram diferentes efeitos na associação de macroalgas presente em Belinho-Mar.

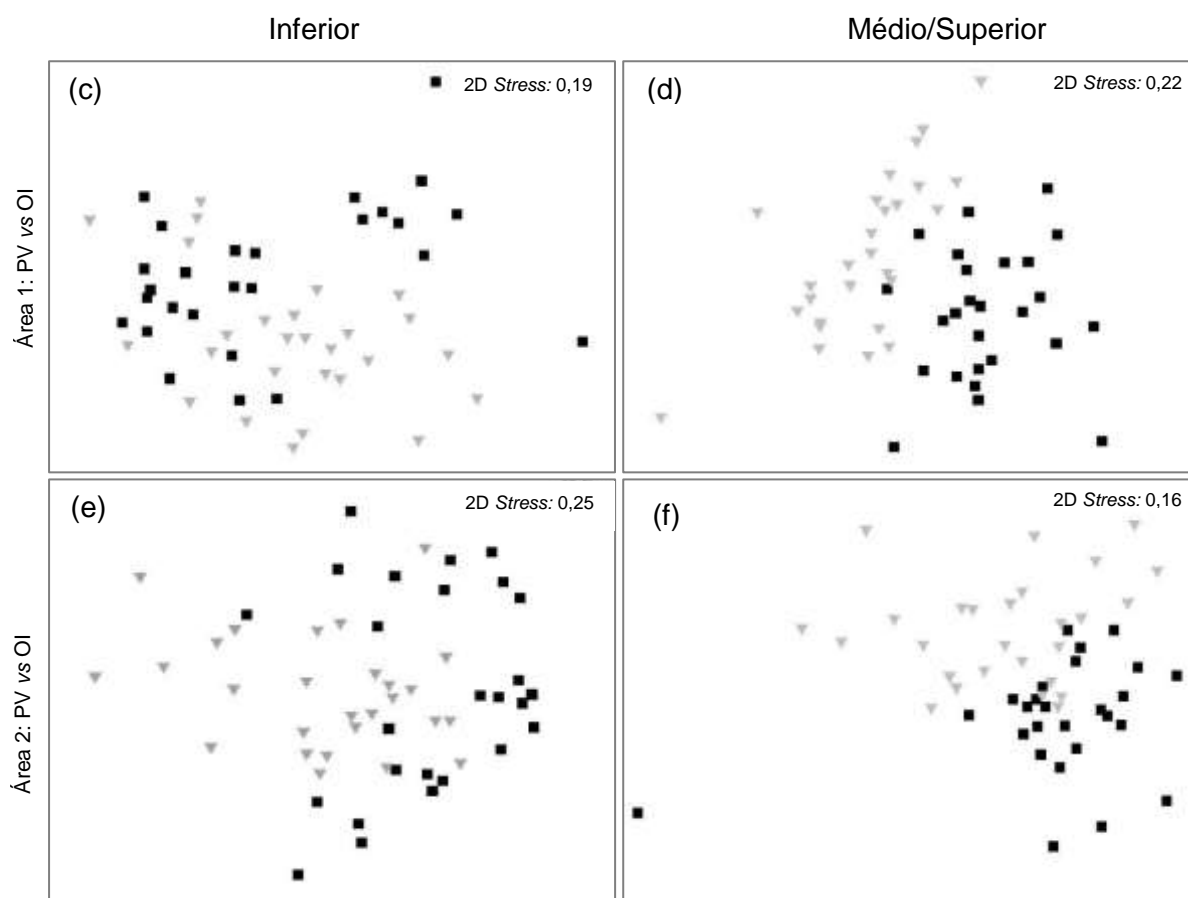


Fig. 16 - Representações *nMDS* da influência do fator estação na associação de macroalgas da praia em cada uma das áreas amostradas, no nível inferior e médio/superior da praia. Quadrados pretos - PV (primavera/verão), triângulos cinzentos - OI (outono/inverno). (c) e (d) – análise do fator estação (PV e OI) no nível inferior e médio/superior (respectivamente) de A1. (e) e (f) – análise do fator estação (PV e OI) no nível inferior e médio/superior (respectivamente) de A2.

Tabela 6 - Resultados das 4 análises *PERMANOVA* realizadas para os dois níveis da praia que validam a influência do fator estação na associação de macroalgas da praia em cada uma das áreas amostradas. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (*p*(MC)) estão representados a negrito. gl – graus de liberdade; QM – quadrado médio.

	Fonte	gl	QM	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> (MC)
Nível inferior					
A1: PV vs OI	Estação	1	8826,5	4,575	0,002
	Resíduo	52	1929,1		
	Total	53			
A2: PV vs OI	Estação	1	11799	6,574	0,001
	Resíduo	52	1794,8		
	Total	53			
Nível médio/superior					
A1: PV vs OI	Estação	1	16621	10,439	0,001
	Resíduo	51	1592,2		
	Total	52			
A2: PV vs OI	Estação	1	9078,6	6,593	0,001
	Resíduo	51	1377		
	Total	52			

A análise *SIMPER* (Tabela 7) permitiu identificar o grupo de espécies que contribuíram até 50% (percentagem cumulativa da contribuição) para a dissimilaridade entre estações do ano, em cada uma das áreas de amostragem, nos dois níveis da praia. Para o nível inferior: em A1, 6 espécies contribuíram para, pelo menos, 50% da dissimilaridade existente entre estações do ano. Destaca-se *Pterosiphonia complanata* com o contributo mais elevado (11,11%), sendo que esta alga apresenta uma maior percentagem média de cobertura na primavera/verão. Pelo contrário, *O. pinnatifida* é a espécie menos relevante, com uma contribuição de 6,26%. Em A2, das 7 espécies enumeradas, *Codium* spp. é o género que apresentou uma maior contribuição para as diferenças observadas entre as duas estações do ano (8,54%), com uma abundância mais elevada no outono/inverno. Por outro lado, *Stypocaulon scoparium* contribuiu apenas com 4,76%. No nível médio/superior da praia, em A1 destacam-se 4 espécies que mais contribuíram para a variação entre estações, entre as quais *Ulva* spp. que apresentaram a maior percentagem de contribuição (16,43%) e com abundância mais elevada na primavera/verão. *O. pinnatifida*, contribuiu com 11,14%, sendo a espécie com menor contribuição para esta diferença. Em A2, mais uma vez destaca-se *Ulva* spp. das 4 espécies enumeradas, com uma contribuição de 20,05%, sendo a sua percentagem média de cobertura mais elevada na primavera/verão. *M. stellatus* foi a espécie que menos contribuiu para esta diferença entre a primavera/verão e o outono/inverno, apenas com 8,90%.

Tabela 7 - Resumo das análises *SIMPER* para o nível inferior e médio/superior. Para cada um dos níveis, estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre primavera/verão (PV) e outono/inverno (OI) em cada área amostrada. Abund média PV e Abund média OI: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das estações; Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%): percentagem de contribuição das espécies para a média de dissimilaridade total entre os dois grupos; Cum (%): contribuição cumulativa das espécies listadas.

Espécies	Abund média PV	Abund média OI	Diss média	Diss/DP	Contrib (%)	Cum (%)
Nível inferior – A1: PV vs OI (Dissimilaridade média = 64,49)						
<i>Pterosiphonia complanata</i>	19,04	1,89	7,17	0,82	11,11	11,11
<i>Ulva</i> spp.	17,33	5,96	5,65	1,34	9,54	20,65
<i>Gigartina pistillata</i>	7,09	8,96	5,90	0,99	9,15	29,80
<i>Codium</i> spp.	7,13	9,43	5,24	1,30	8,13	37,93
<i>Chondrus crispus</i>	5,57	4,68	4,19	1,16	6,49	44,42
<i>Osmundea pinnatifida</i>	6,20	2,1	4,03	1,37	6,26	50,68
Nível inferior – A2: PV vs OI (Dissimilaridade média = 64,65)						
<i>Codium</i> spp.	5,63	9,31	5,52	1,23	8,54	8,54
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	8,54	3,52	5,30	1,12	8,19	16,73
<i>Ulva</i> spp.	12,58	3,48	5,12	1,51	7,92	24,65
<i>Chondrus crispus</i>	2,60	4,91	4,32	1,24	6,68	38,74
<i>Chondracanthus acicularis</i>	2,65	2,00	3,43	1,11	5,30	44,04
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0,33	2,28	3,20	0,98	4,94	48,98
<i>Stypocaulon scoparium</i>	3,04	1,62	3,08	1,18	4,76	53,74
Nível médio/superior – A1: PV vs OI (Dissimilaridade média = 64,23)						
<i>Ulva</i> spp.	16,79	3,83	10,55	1,44	16,43	16,43
<i>Polysiphonia</i> spp.	0,94	5,54	8,54	1,12	13,30	29,73
<i>Corallina</i> spp.	5,27	7,07	8,29	1,10	12,90	42,63
<i>Osmundea pinnatifida</i>	6,63	3,26	7,15	1,09	11,14	53,77
Nível médio/superior – A2: PV vs OI (Dissimilaridade média = 55,25)						
<i>Ulva</i> spp.	24,90	9,70	11,08	1,59	20,05	20,05
<i>Osmundea pinnatifida</i>	5,52	3,84	6,35	1,29	11,49	31,54
<i>Chondracanthus acicularis</i>	4,10	3,96	6,21	1,20	11,25	42,79
<i>Mastocarpus stellatus</i>	1,75	2,15	4,92	0,90	8,90	51,69

Mantendo a abordagem de análise, para cada uma das estações do ano consideradas, verificou-se a existência de diferenças significativas na associação de macroalgas entre as duas áreas amostradas, tanto no nível inferior como médio/superior da praia (Figura 17g a j, Tabela 8). Os resultados obtidos indicaram que as duas áreas apresentam composições diferentes na associação de macroalgas, em cada uma das estações do ano.

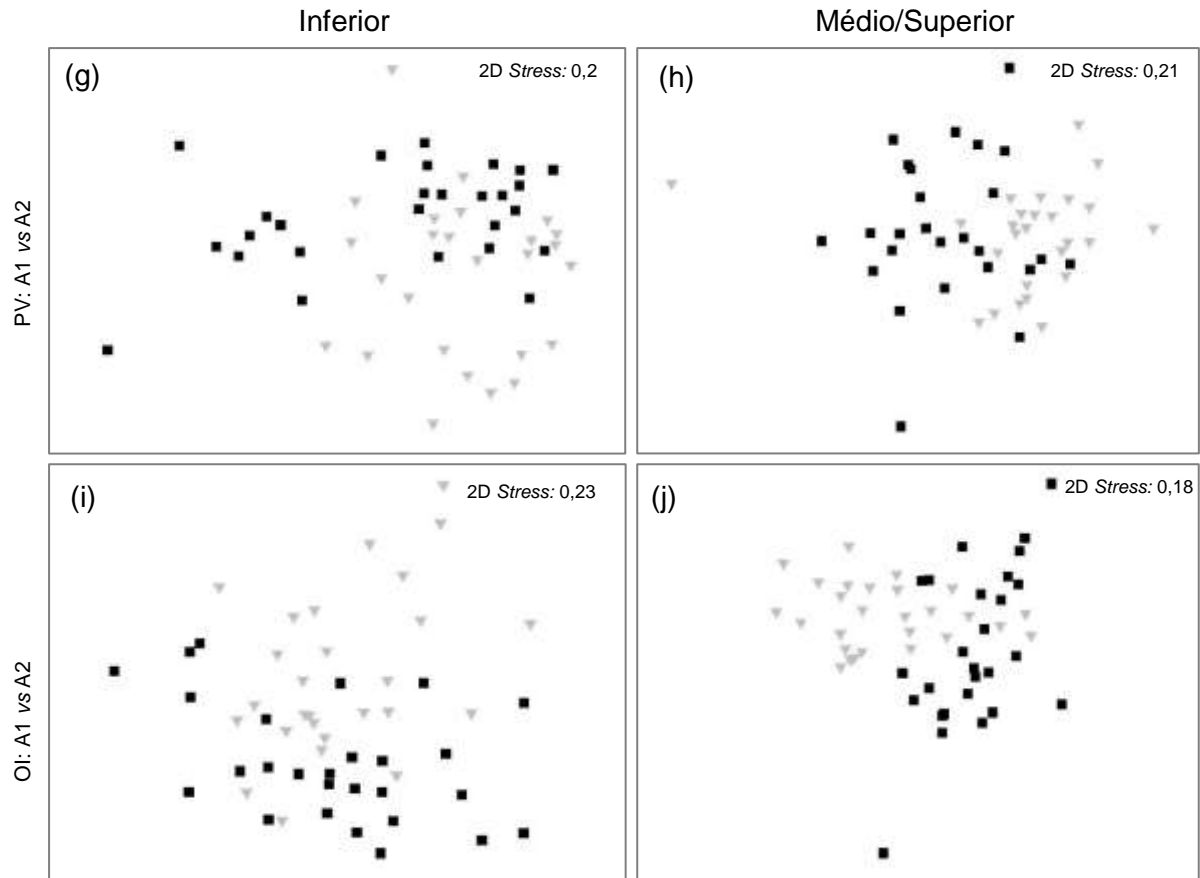


Fig. 17 - Representações *nMDS* da influência do fator área na associação de macroalgas da praia em cada uma das estações do ano, no nível inferior e médio/superior da praia. Quadrados pretos - A1 (área 1), triângulos cinzentos - A2 (área 2). (g) e (h) – análise do fator área (A1 e A2) no nível inferior e médio/superior (respetivamente) durante a PV. (i) e (j) - análise do fator área (A1 e A2) no nível inferior e médio/superior (respetivamente) durante o OI.

Tabela 8 - Resultados das 4 análises *PERMANOVA* realizadas para os dois níveis da praia que validam a influência do fator área na associação de macroalgas da praia em cada uma das estações do ano. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (*p* (MC)) estão representados a negrito. gl – graus de liberdade; QM – quadrado médio.

	Fonte	gl	QM	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> (MC)
Nível Inferior					
PV: A1 vs A2	Área	1	10889	5,499	0,001
	Resíduo	51	1980,3		
	Total	52			
OI: A1 vs A2	Área	1	10961	6,273	0,001
	Resíduo	52	1747,2		
	Total	53			
Nível médio/superior					
PV: A1 vs A2	Área	1	8513,4	5,966	0,001
	Resíduo	50	1427		
	Total	51			
OI: A1 vs A2	Área	1	16628	10,798	0,001
	Resíduo	52	1540		
	Total	53			

Seguindo o mesmo critério referido anteriormente, a análise *SIMPER* permitiu determinar o grupo de espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre áreas, em cada uma das estações do ano consideradas, nos dois níveis da praia (Tabela 9). Para o nível inferior: na primavera/verão, as 7 espécies elencadas são as que contribuíram em, pelo menos, 50% para a dissimilaridade existente entre as duas áreas de amostragem. Neste caso, destaca-se *P. complanata* que contribuiu com 10,28% e com uma percentagem de cobertura média mais elevada na área 1. Pelo contrário, *C. crispus* foi a espécie com menor contribuição (5,59%). No outono/inverno, das 8 espécies evidenciadas, *Codium* spp. foram as que mais contribuíram para as diferenças observadas entre as duas áreas, sendo a sua contribuição de 9,70%. *Gymnogongrus crenulatus* contribuiu apenas com 4,94%. No nível médio/superior: na primavera/verão, 5 espécies aparecem como sendo as que mais contribuíram para a dissimilaridade entre áreas, em que *Ulva* spp. foram as que mais contribuíram (14,29%) (com maior abundância na área 2), ao contrário das algas não identificadas que apenas contribuem com 7,11%. No outono/inverno, das 4 espécies selecionadas, *Polysiphonia* spp. destacam-se como sendo as que apresentaram uma percentagem de contribuição maior (14,17%), com uma maior percentagem de cobertura média na área 1. *Ulva* spp., com uma percentagem de 11,66%, foi o género com menor contribuição para explicar as diferenças observadas entre a área 1 e área 2.

Tabela 9 - Resumo das análises *SIMPER* para o nível inferior e médio/superior. Para cada um dos níveis, estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre a área 1 (A1) e área 2 (A2) em cada estação do ano considerada. Abund média PV e Abund média OI: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das estações; Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%): percentagem de contribuição.

Espécies	Abund média A1	Abund média A2	Diss média	Diss/DP	Contrib (%)	Cum (%)
Nível inferior – PV: A1 vs A2 (Dissimilaridade média = 66,18)						
<i>Pterosiphonia complanata</i>	19,04	1,31	6,81	0,79	10,28	10,28
<i>Ulva</i> spp.	17,33	12,58	5,35	1,37	8,08	18,37
<i>Osmundea pinnatifida</i>	6,20	7,96	4,72	1,37	7,13	25,50
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	2,56	8,54	4,59	0,89	6,93	23,43
<i>Codium</i> spp.	7,13	5,63	4,55	1,26	6,88	39,30
<i>Gigartina pistillata</i>	7,09	1,08	4,15	0,66	6,27	45,57
<i>Chondrus crispus</i>	5,57	2,60	3,83	1,07	5,79	51,37
Nível inferior – OI: A1 vs A2 (Dissimilaridade média = 62,72)						
<i>Codium</i> spp.	9,43	9,31	6,08	1,32	9,70	9,70
<i>Gigartina pistillata</i>	8,96	2,11	5,86	1,16	9,35	19,05
<i>Chondrus crispus</i>	4,68	4,91	4,71	1,31	7,50	26,55
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	1,52	3,52	3,90	1,30	6,22	32,77
<i>Ulva</i> spp.	5,96	3,48	3,50	1,08	5,59	38,36
<i>Osmundea pinnatifida</i>	2,11	2,56	3,25	1,25	5,18	43,54
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0,16	2,28	3,16	1,00	5,04	48,58
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	2,63	0,65	3,10	1,12	4,94	53,52
Nível médio/superior – PV: A1 vs A2 (Dissimilaridade média = 53,57)						
<i>Ulva</i> spp.	16,79	24,90	8,09	1,08	14,29	14,29
<i>Osmundea pinnatifida</i>	6,63	5,52	6,41	1,13	11,34	25,63
<i>Chondracanthus acicularis</i>	0,62	4,10	6,40	1,22	11,31	36,94
<i>Corallina</i> spp.	5,27	0,47	6,11	1,01	10,80	47,74
Algas não identificadas	1,98	0,25	4,02	0,87	7,11	54,85
Nível médio/superior – OI: A1 vs A2 (Dissimilaridade média = 63,06)						
<i>Polysiphonia</i> spp.	5,54	0,15	9,13	1,12	14,48	14,48
<i>Corallina</i> spp.	6,78	0,80	8,09	1,00	12,84	27,32
<i>Chondracanthus acicularis</i>	0,33	3,96	7,82	1,49	12,40	39,83
<i>Ulva</i> spp.	3,83	9,70	7,35	1,29	11,66	51,49

4. Discussão

Na costa Norte de Portugal, desde Caminha até Espinho, dominam as formações rochosas baixas, onde a força e energia das ondas são o motor responsável pelos processos litorais (Coelho et al. 2009). No entanto, a pressão humana que se tem vindo a verificar nas últimas décadas tem introduzido outras perturbações severas nesta zona (Costas et al. 2012). Assim, surge a necessidade de elaborar mais estudos relativos às comunidades intertidais, nomeadamente de macroalgas. Localmente, a principal pressão antrópica imposta às associações de macroalgas marinhas está relacionada com o pisoteio. Este fenómeno é causado pela prática de atividades lúdicas, como a pesca, e pela captura de outros organismos, nomeadamente *Octopus vulgaris* (Polvo-comum), no intertidal rochoso (Thompson et al. 2002). Por outro lado, com repercussões a nível global, os principais problemas referem-se ao aumento da temperatura superficial do mar (*Sea Surface Temperature* (SST)) e às invasões biológicas (Tyrrell 2011).

Os dados de biomassa média fresca ($\text{g}, 0,25\text{m}^{-2}$) das cinco espécies-alvo consideradas no presente estudo permitiram responder ao primeiro objetivo proposto – avaliar a variação sazonal e espacial da biomassa disponível destas espécies na praia rochosa de Belinho-Mar (Figura 12). Os resultados não revelaram diferenças significativas nos valores de biomassa média das espécies-alvo entre as duas estações do ano consideradas (primavera/verão e outono/inverno). Vários estudos já mostraram que a luz é um dos principais fatores ambientais que controla as mudanças sazonais na biomassa de macroalgas marinhas (Cheshire et al. 1996; Golléty et al. 2008). Adicionalmente, o distúrbio físico provocado pela ação das ondas, durante o período de outono/inverno, é maior do que nas estações mais quentes (Silva et al. 2018), o que pode resultar em perdas importantes de biomassa algal (Coelho et al. 2009). Assim, seria de esperar que os valores de biomassa fossem significativamente mais elevados durante a primavera/verão. No entanto, apontam-se possíveis causas para esta ausência de sazonalidade: em primeiro lugar, é de notar que a variabilidade entre os valores de biomassa média registados nos diferentes meses, dentro de cada estação, poderá ter influenciado os resultados. Underwood (1997) refere que em estudos de biodiversidade que apresentam disparidade entre os valores médios e, simultaneamente, desvios padrão elevados, a ANOVA não é um teste suficientemente robusto para detetar diferenças. Secundariamente, o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) considerou 2017 um ano atípico extremamente quente e seco em Portugal Continental, com uma temperatura máxima cerca de $2,4^{\circ}\text{C}$ superior ao valor normal (IPMA 2017a) e com uma variabilidade mensal dentro de cada estação do ano. Vários estudos já demonstraram que elevados valores da temperatura do ar constituem uma ameaça significativa para as macroalgas durante a baixa-mar (Metaxas e

Scheibling 1993). Particularmente, outubro foi um mês excecionalmente quente, sendo o mais quente dos últimos 87 anos (IPMA 2017b), com um clima característico de verão.

Relativamente à variação espacial dos valores de biomassa média das espécies-alvo, tanto no nível inferior como no médio/superior da praia, foram registadas diferenças significativas entre as duas áreas amostradas, para ambas as estações do ano (Figura 12). Entre os fatores abióticos que contribuem para a variação das comunidades intertidais, destacam-se a topografia e tipologia do substrato (Underwood 2004), variações na exposição à ondulação (Schoch et al. 2006; Tuya e Haroun 2006) e a geomorfologia costeira (Schoch e Dethier 1996). De facto, as duas áreas estudadas apresentam diferenças evidentes na sua topografia e na geomorfologia dos afloramentos rochosos. A área 1 caracteriza-se pela presença de canais de água maioritariamente perpendiculares ao mar e na área 2 estes canais são predominantemente paralelos à costa. Esta diferença é uma das que levam à presença de diferentes condições ambientais em cada uma das áreas e, como consequência, a diversidade e abundância de espécies de macroalgas será diferente. Relativamente às espécies-alvo, *Mastocarpus stellatus* apresentou maior abundância no nível inferior da área 1 da praia e no nível médio/superior da área 2. Apesar de ser uma espécie predominantemente encontrada no nível inferior, Dudgeon et al. (1995) referiu que esta macroalga consegue adaptar-se a diferentes tipos de *stress* abiótico, nomeadamente longos períodos de exposição à luz. Posteriormente, Bischof et al. (2000) mostrou que esta espécie apresenta tolerância à radiação UV, tornando-se mais competitiva na zona superior da praia e, assim, mais abundante. Como tal, *M. stellatus* pode ser abundante em níveis da praia distintos, consoante as condições abióticas existentes no local. *Chondracanthus acicularis* revelou ser uma espécie significativamente mais abundante na área 2, tanto no nível inferior como no médio/superior da praia. Ainda que a literatura disponível referente às macroalgas não apresente muita informação sobre a ecologia desta espécie, existem algumas considerações que podem ser feitas a partir destes resultados. Em primeiro lugar, sabe-se que esta macroalga é tolerante a grandes coberturas de areia (Bunker et al. 2010). Em segundo, observações em campo permitiram perceber que, em Belinho-Mar, *Sabellaria* spp. desempenha um papel importante na fixação de macroalgas. Verificou-se que *C. acicularis* aparece fixo em superfícies da rocha cobertas por *Sabellaria* e aglomerados de areia a ela associados. Na área 2, existe uma maior abundância de *Sabellaria* spp., assim, pode-se inferir que os valores de biomassa de *C. acicularis* registados na área 2 poderão estar relacionados com a abundância de *Sabellaria* spp. nesta área. Sendo uma espécie que habita em rochas cobertas de areia, muito provavelmente também utilizará *Sabellaria* spp. como substrato para se fixar. Para *Codium* spp., os valores de biomassa média registados no nível médio/superior da praia são notavelmente reduzidos, mas significativamente mais elevados na área 1. Pelo contrário, os valores registados no nível inferior da praia são consideravelmente mais

elevados, com uma abundância semelhante nas duas áreas. De facto, as espécies deste género estão descritas como tendo preferência pelo nível mais baixo da praia e uma elevada capacidade de adaptação às variações características desta zona (Fernández et al. 2014). Relativamente a *Chondrus crispus* e *Osmundea pinnatifida*, registaram-se valores de biomassa semelhantes nas duas áreas amostradas, para ambos os níveis da praia (Tabela 2 e 3). No entanto, no nível inferior da praia de ambas as áreas, a abundância de *C. crispus* é superior à registada no nível médio/superior. Este registo demonstra que *C. crispus* é uma macroalga dominante em níveis mais baixos da praia e com reduzida tolerância à radiação solar, como demonstrado por Dudgeon et al. (1995). Para *O. pinnatifida*, os resultados obtidos neste estudo mostraram que os valores de biomassa média fresca são semelhantes nos dois níveis da praia estudados (inferior e médio/superior). Este facto revela a capacidade que *O. pinnatifida* tem em se desenvolver numa ampla gama de condições ambientais, podendo ocupar diferentes zonas da praia (Silva 2015).

A informação *standing stock* (Figura 13) complementa a que é fornecida com a avaliação da biomassa por unidade de área. Se, por um lado, a análise de biomassa por unidade de área permite a deteção de diferenças através da ANOVA, o *standing stock* (ou biomassa total numa determinada área) fornece informação sobre a quantidade de biomassa disponível nessa área. Esta informação é relevante uma vez que indica a quantidade de recurso que está disponível e que deverá ser gerido de modo a não comprometer a sua sustentabilidade. No presente estudo, como a área 1 tem uma extensão diferente da área 2, o *standing stock* para cada espécie, em cada uma delas, será também diferente, na medida em que a biomassa será um reflexo da extensão de cada área. Ainda que seja importante saber a quantidade de biomassa por unidade de área num determinado local, para que seja possível definir quotas de exploração/recolha de macroalgas, no futuro, é imprescindível uma avaliação do *standing stock*. Os métodos mais convencionais implicam a delimitação das bandas de macroalgas, mas existem outros em desenvolvimento que têm revelado resultados promissores e que possibilitarão avaliações de *standing stock* mais expeditas, por exemplo, imagens de satélite multi e hiperespectrais (Casal e Kutser 2011). Em vários países do mundo, este tipo de análise é uma ferramenta indispensável, um exemplo disso é observado na Indonésia, onde, por ano, são produzidas cerca de 1 100 toneladas de alginato para uso industrial (Wouthuyzen et al. 2016). Este composto é obtido a partir de algas castanhas (Phaeophyceae), que apresentam grande abundância ao longo da costa deste país. Assim, a avaliação *standing stock* destas macroalgas é importante para a autossuficiência das necessidades nacionais de alginato (Subramanian et al. 2015). Neste contexto, Wouthuyzen et al. (2016) pretenderam explorar o *standing stock* de algas marinhas ao longo da área costeira de uma zona da Indonésia, mapeando habitat, distribuição e densidade das macroalgas, recorrendo a uma ferramenta eficaz e eficiente de deteção remota por satélite (*Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus*

(ETM+)). Neste trabalho, o *standing stock* foi calculado através da área total ocupada pelas algas castanhas (obtida a partir das fotografias aéreas fornecidas pelo satélite utilizado) e da densidade média de cada espécie registada, por transecto, na amostragem de campo. Outra abordagem relaciona-se com fotografias aéreas de cores falsas (ex: Nezlin et al. (2007) e imagens de satélite multi e hiperespectrais que assentam em validação no terreno (ex: Casal e Kutser (2011)). Estas imagens são utilizadas para mapear a cobertura de macroalgas na zona intertidal e distinguir diferentes grupos ou espécies de algas em várias resoluções espaciais (Casal e Kutser 2011). Hennig (2007) avaliou os métodos adequados na análise de imagens hiperespectrais com foco na condição ecológica espacial na área intertidal rochosa de *Helgoland*. O autor revelou que o uso de dados de deteção remota é importante na monitorização de grandes áreas, bem como em ambientes inacessíveis e para detetar as mudanças de *hot spots*. van der Wal et al. (2014) indicam que câmaras multiespectrais de banda larga não calibradas constituem um sistema útil na monitorização de áreas dominadas por uma única espécie de macroalga. No entanto, uma câmara hiperespectral bem calibrada seria mais adequada para distinguir algas verdes, castanhas e vermelhas, já que permite a identificação de pigmentos característicos (Casal e Kutser 2011).

Com recurso aos dados do POLIS Litoral Norte registados em 2010/11 foi possível responder ao segundo objetivo do presente estudo - avaliar a variação temporal da biomassa disponível das espécies-alvo. Uma das tarefas do POLIS Litoral Norte (2012) foi caracterizar o substrato rochoso e a diversidade de espécies a ele associado. Assim, com esses resultados, efetuou-se uma análise comparativa de modo a perceber como é que a biomassa das diferentes espécies-alvo variou entre 2010/11 e 2017/18, no nível inferior, em cada uma das estações do ano (Figura 14). Das cinco espécies-alvo, apenas *O. pinnatifida* não apresentou variação significativa nos seus valores de biomassa média de 2010/11 para 2017/18, o que indica a versatilidade e resiliência desta espécie, sobrevivendo em diverso climas (Guiry 2018) *O. pinnatifida* está entre a flora intertidal marinha dominante nas zonas do Noroeste da Península Ibérica (Cardoso et al. 2014), sendo abundante nas costas rochosas intertidais no Norte e centro de Portugal (Silva 2015). Em oposição, *Codium* spp. apresentou um aumento significativo da sua abundância na praia de 2010/11 até 2017/18, onde não se tinha registo de ocorrência desta macroalga no outono/inverno de 2010/11. Araújo (2015) (observação pessoal) referiu que as populações de *Codium* spp. têm apresentado uma expansão e ocupação nas comunidades intertidais em algumas regiões da costa Norte de Portugal. Uma vez que esta alga foi avaliada ao nível do género, podendo ser duas espécies (*Codium fragile* ou *Codium tomentosum*), pode tratar-se de um processo invasivo de *C. fragile* na costa Norte de Portugal. O potencial invasivo desta espécie deve-se, principalmente, à sua elevada taxa de crescimento durante o verão e início de outono (Schmidt e Scheibling 2007), ampla tolerância fisiológica (Arnold e Murray 1980) e uma diminuta

pressão de herbivoria (Scheibling et al. 2008). Adicionalmente, esta espécie possui uma versatilidade reprodutiva: reprodução por partenogénese, através da libertação de células biflageladas (Malinowski e Ramus 1973) ou através de propagação vegetativa, com fragmentação do talo, que ocorre predominantemente no outono/inverno como resultado das temperaturas frias e ação das ondas (Bégin e Scheibling 2003). Em 2009, Araújo e colaboradores, na sua lista de espécies registadas na costa Norte de Portugal, apenas registaram *C. tomentosum* nas espécies endémicas Lusitânicas, não havendo registo de *C. fragile* dentro das espécies invasoras. Por outro lado, Chainho et al. (2015) realizaram o primeiro inventário global de espécies não-indígenas (*Non-Indigenous Species (NIS)*) marinhas em Portugal. Neste estudo, foram identificadas 22 *NIS* na costa Noroeste do país, sendo uma delas *C. fragile*. Apesar dos autores considerarem esta espécie como não estabelecida, o primeiro registo da sua presença é de 2005 (Berecibar et al. 2011). Portanto, não havendo certeza de que espécie se trata, mais estudos serão necessários para perceber qual o impacto que *C. fragile* poderá ter na comunidade de macroalgas da praia rochosa de Belinho-Mar. Outra situação que poderá ter ocorrido é o aumento de abundância de *C. tomentosum*, tornando-se mais competitivo e expandido a sua distribuição na praia. Relativamente a *M. stellatus* e *C. acicularis*, várias são as causas ambientais já documentadas que podem estar na base do decréscimo acentuado da abundância destas espécies de 2010/11 para 2017/18, no outono/inverno e primavera/verão, respetivamente. O trabalho realizado por Piñeiro-Corbeira et al. (2016) na Galiza (Noroeste da Península Ibérica) revelou uma diminuição dos valores de ocorrência de várias espécies de macroalgas perenes castanhas e vermelhas, nomeadamente *M. stellatus* e *C. acicularis*, de 1999 para 2014. Adicionalmente, os autores avaliaram as tendências de fatores potencialmente importantes, como a SST, temperatura do ar, conteúdo em nutrientes e intensidade de ondulação. Os resultados obtidos demonstraram que a SST aumentou cerca de 0,016 °C, por década, durante o período referido, ao longo do Noroeste Ibérico e sugerem que este aumento foi mais notável a partir de 2006. Simultaneamente, os autores comprovaram que as mudanças na abundância das espécies de macroalgas ocorreram paralelamente com este aumento. Em Portugal, existem alguns estudos que avaliaram a relação entre a variação da SST com os padrões de distribuição de macroalgas. Lima et al. (2007) registou um aumento consistente da SST em toda a costa Portuguesa desde 1950 até 2000. Os valores mais altos foram observados de julho a setembro, onde a média da SST aumentou até 1,53 °C, valor superior ao do aumento médio de 0,74 °C no período de 50 anos. Os resultados indicaram que no Atlântico Nordeste, os limites de distribuição da maioria das espécies de macroalgas de água quente e fria parecem ser determinados pelos efeitos sub-letais da SST (Lima et al. 2007). Estes impedem o crescimento e/ou reprodução, como já tinha sido sugerido por van de Hoek (1982). Uma vez que *M. stellatus* e *C. acicularis* são espécies de água fria, o aumento da SST pode ser uma

causa provável da diminuição da sua biomassa. Também o aumento da temperatura média do ar pode ser responsável pela diminuição da abundância destas espécies. Dados do IPMA (2018) registaram que em 2010/11 a temperatura média do ar durante o inverno (9,3 °C) foi inferior ao valor normal (9,7 °C) e que em 2017/18 esta temperatura foi acima deste valor (10,9 °C). Dados do IPCC demonstram que devido ao aumento das concentrações de gases de efeito estufa, as temperaturas globais da superfície do ar e do mar sofreram um aumento de 0,4-0,8 °C no século passado (IPCC 2001). Espera-se, ainda, que estas tendências de aquecimento acelerem no século atual (IPCC 2001) com implicações para diversas variáveis abióticas (tempestades e composição química da água do mar). Durante a baixa-mar, as macroalgas ficam expostas ao ar e acedem a CO₂ atmosférico de maneira mais fácil durante essa exposição, favorecendo a fotossíntese (Ji et al. 2016). Por outro lado, aumenta o *stress* associado à dessecação, especialmente para as macroalgas distribuídas nas zonas intertidais mais elevadas, como o caso de *M. stellatus* (Ji et al. 2016). Relativamente a *C. crispus*, esta espécie apresentou um aumento significativo de biomassa de 2010/11 para 2017/18, no outono/inverno. A distribuição atual de *C. crispus* é determinada principalmente pela temperatura da água mais elevada (com a mortalidade dos esporos registada em temperaturas muito baixas) (Collén et al. 2014). Portanto, este incremento de abundância poderá estar relacionado com o aumento da SST, que confere uma vantagem no desenvolvimento desta espécie. Ainda que seja uma espécie de água fria, tolera uma gama de SST com um limite superior mais elevado (Collén et al. 2014). Por outro lado, vários estudos *in vitro* já provaram que *C. crispus* é menos tolerante à dessecação do que *M. stellatus* (Davison et al. 1989; Dudgeon et al. 1989, 1990; Harris e Logan 2018), uma vez que a temperatura ótima de crescimento de *C. crispus* é 10-15 °C, e o limite letal é de 28 °C (Sarker et al. 2013). Na Nova Inglaterra e no Leste do Canadá, o nível inferior das praias rochosas é dominado por estas duas espécies e, em níveis mais elevados, *C. crispus* degenera ou é danificado por temperaturas congelantes durante as marés baixas do inverno, enquanto *M. stellatus* não apresenta alterações (Dudgeon et al. 1989; Collén et al. 2014). Bischof et al. (2000) acrescenta que, em *Helgoland*, existe competição entre estas duas espécies em locais onde os seus habitats se sobrepõem, levando a um padrão de zonação típico neste local. Provan e Maggs (2012) referem que *C. crispus* é uma espécie de macroalga que tem exibido uma mudança significativa na sua distribuição nas últimas décadas, sendo uma potencial espécie indicadora de efeitos das alterações climáticas. Lima et al. (2007) relataram uma mudança das populações portuguesas desta espécie para Norte (cerca de 180 km), no período de 50 anos. Portugal constitui o limite Sul de distribuição desta espécie no Nordeste do Atlântico (Provan e Maggs 2012). Ugarte et al. (2010) refere que Bercibar et al. (2004), ao visitar vários locais após 45 anos, demonstrou que as regiões fitogeográficas da comunidade de algas marinhas, ao longo da costa portuguesa, deslocaram-se para Norte, em

conjunto com o aumento observado na temperatura superficial do mar. Pedersen et al. (2008) documentaram uma mudança significativa na estrutura da comunidade algal, com aumento de abundância de algumas espécies (como *C. crispus*) e diminuição de outras (como *Porphyra* spp.). Os autores relacionaram esta variação com o aumento da SST durante o período de 2000 – 2002, na zona litoral do estuário de *Long Island*. No entanto, é importante referir que, em estudos de variação temporal que se realizam num longo intervalo de tempo, não é aceitável estabelecer uma relação direta entre as mudanças da composição da comunidade de macroalgas e as alterações climáticas. Isto deve-se ao facto das tendências observadas a longo prazo poderem ser “ocultadas” por flutuações de curto prazo na composição específica (Ugarte et al. 2010). O aumento ou diminuição da abundância de uma espécie não é obrigatoriamente sinónimo de que o clima tenha mudado (Ugarte et al. 2010). Adicionalmente, as praias rochosas constituem um ecossistema heterogéneo e dinâmico e, em intervalos de tempo reduzidos, as condições ambientais podem mudar consideravelmente, levando à alteração da comunidade de macroalgas. As populações ibéricas de macroalgas, provavelmente, estão perto do seu limite superior de tolerância térmica (Provan e Maggs 2012), devido ao aumento da SST. Por outro lado, apesar do aumento da temperatura superficial do mar, existem outros fatores que podem estar relacionados com a variação temporal da biomassa de espécies de macroalgas, como a modificação de habitat, aparecimento de espécies invasoras, pisoteio, colheita, entre outros (Lima et al. 2007; Piñeiro-Corbeira et al. 2016).

Estudos sobre padrões sazonais de macroalgas intertidais em Portugal ainda são escassos (Rubal et al. 2011). Por esta razão, deverá existir alguma prudência em comparar estes resultados com os obtidos por outros estudos realizados noutras zonas do globo e diferentes pontos no tempo. Os resultados da análise multivariada permitiram responder ao objetivo geral do presente trabalho - avaliar a diversidade sazonal e espacial da comunidade de macroalgas da praia rochosa de Belinho-Mar. Foi possível determinar quais as espécies que mais contribuíram para as diferenças observadas entre as duas áreas amostradas (variação espacial) e entre as duas estações do ano consideradas (variação sazonal). *Pterosiphonia complanata* foi a espécie que mais contribuiu para as diferenças verificadas (Tabela 7), no nível inferior da área 1, entre a primavera/verão e o outono/inverno, possuindo uma elevada percentagem de cobertura na estação mais quente. Trata-se de uma espécie característica do nível inferior, maioritariamente encontrada em rochas cobertas de areia e com preferência por águas mais quentes (Norton e Parkes 1972; Tapia e Bárbara 2011), razão pela qual apresenta maior abundância na estação da primavera/verão. Num trabalho realizado na praia da Foz (Porto), em junho de 2014, também se registaram valores de percentagem de cobertura de *P. complanata* mais elevados no nível inferior da praia (Freitas et al. 2016). No nível inferior da área 2, a macroalga que se destacou com o contributo mais elevado para

as diferenças observadas entre as duas estações do ano foi *Codium* spp., com uma percentagem de cobertura mais elevada no outono/inverno. Seria expectável que esta alga tivesse maior abundância nos meses mais quentes, tendo em conta que é durante este período que existe um aumento da taxa fotossintética que, por sua vez, leva ao incremento de biomassa das algas verdes. É importante referir que, no presente trabalho, uma vez que o mês de outubro caracterizou-se por um clima característico dos meses de verão, ocorreu um incremento de abundância de *Codium* spp. durante este mês, o que se pode ter traduzido nos elevados valores registados durante o outono/inverno. Hwang et al. (2008) relataram a relação entre o crescimento de *C. fragile* e a temperatura durante um ciclo de cultura. Os resultados deste trabalho mostraram que espécies do género *Codium* de talo esponjoso (como *C. fragile* e *C. tomentosum*) têm a capacidade de sobreviver e crescer numa ampla gama de temperaturas. Em cultura, o crescimento estacionário ocorre abaixo de 12 °C e aumenta à medida que a temperatura sobe, até 24 °C. Apesar das temperaturas elevadas favorecerem o crescimento destas espécies, os resultados deste trabalho mostraram que *Codium* spp. pode sobreviver em temperaturas baixas, sendo que o intervalo de temperatura para o crescimento de utrículos isolados e de talos diferenciados foi de 8,0 a 24,8°C (Hwang et al. 2008). Esta tolerância permite que *Codium* sobreviva durante o inverno em ambientes temperados. Assim, ainda que a resposta de *Codium* à temperatura esteja dependente da fase do seu ciclo de vida, estas espécies conseguem adaptar-se a diferentes temperaturas em condições naturais (Hwang et al. 2008). Para além da temperatura, também o movimento da água é um fator importante no crescimento *Codium* spp. (Hwang et al. 2008). Nanba et al. (2005) relataram (*in vitro*) que o crescimento do talo esponjoso acelerou sob uma combinação de intensa luminosidade e alta velocidade da água. Esta característica permite que espécies *Codium* se desenvolvam nos meses de inverno, quando a ondulação é mais forte (D'Amours e Scheibling 2007).

No nível médio/superior das áreas 1 e 2 da praia, *Ulva* spp. foi a macroalga que mais contribuiu para a dissimilaridade entre as duas estações do ano, sendo a abundância mais elevada registada na primavera/verão. *Ulva* spp. é um género dominante na praia rochosa de Belinho-Mar, registando-se elevados valores de biomassa desta espécie no nível médio da praia. Existe uma grande variedade de espécies do género *Ulva* e, muitas das observadas na praia em estudo, são do tipo laminar, comumente chamadas de alface-do-mar. O talo destas espécies possui uma superfície lisa semelhante a lâminas, com uma cor verde translúcido, sendo composto apenas por duas camadas de células (Guiry 2017). Sendo um género de alga verde, a sua biomassa aumenta durante os meses mais quentes, em que a taxa fotossintética é intensificada (Hwang et al. 2008). Por outro lado, *Ulva* spp. apresenta elevada capacidade de tolerar variações de salinidade (Guiry 2017) e níveis de radiação altamente variáveis, como os que ocorrem na zona intertidal rochosa de praias de clima temperado. *In*

vitro, os resultados obtidos por Sand-Jensen (1988) mostraram que esta espécie é capaz de suportar altas temperaturas sem aparente declínio do rendimento da clorofila, sendo uma espécie capaz de tolerar temperaturas entre os 20 °C e os 27 °C. Estas características corroboram o facto de ser uma alga mais abundante no nível médio da praia, durante as estações mais quentes.

Rubal et al. (2011), num estudo relacionado com a biodiversidade de poças intertidais, forneceram novas informações sobre os padrões sazonais de macroalgas nestes habitats. Estes autores verificaram a existência de diferenças significativas entre o período outono/inverno e primavera/verão, que relacionaram com o padrão sazonal da disponibilidade de nutrientes, frequência de tempestades, ondulação e intensidade de luz. No entanto, existe um *turnover* natural de espécies nas praias rochosas, o que resulta numa variação da composição da comunidade de macroalgas ao longo dos meses do ano (Wells et al. 2007). Relativamente às espécies-alvo do presente estudo, *Codium* spp. e *C. crispus* foram duas das espécies presentes no nível inferior, em ambas as áreas, que mais contribuíram para as diferenças verificadas entre primavera/verão e outono/inverno. Como tal, considera-se que estas duas macroalgas são boas descritoras da dissimilaridade entre estações no nível inferior da praia. No nível médio/superior, *O. pinnatifida* foi a macroalga que se destacou como sendo uma das que mais contribuiu, em ambas as áreas, para as diferenças entre estações. Na área 2, também *C. acicularis* e *M. stellatus* foram duas espécies com uma contribuição elevada. Assim, nota-se que em todas as análises existe, pelo menos, uma das cinco espécies-alvo do presente estudo no conjunto das que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as duas estações do ano. Considera-se importante destacar *Ulva* spp. porque (1) possui uma elevada abundância na praia rochosa de Belinho-Mar e (2) contribuiu para esta dissimilaridade, nos dois níveis da praia das duas áreas amostradas.

Relativamente à dissimilaridade entre as duas áreas amostradas (Tabela 9), *P. complanata* foi a espécie que mais contribuiu para as diferenças observadas no nível inferior, durante a primavera/verão. Para além das características referidas anteriormente em relação a esta espécie, não existe informação na literatura que permita relacionar as suas condições preferenciais (por exemplo, ao nível da tipologia do substrato) com a área de estudo em que ela é mais abundante. Como tal, realça-se a necessidade de aprofundar os conhecimentos sobre a ecologia desta espécie, de forma a perceber o tipo de habitat que melhor se adequa ao seu desenvolvimento. No nível inferior da praia, durante o outono/inverno, a macroalga que mais contribuiu para as diferenças observadas entre as duas áreas foi *Codium* spp., com valores semelhantes nas duas áreas. D'Amours e Scheibling (2007) avaliaram a relação entre a morfologia e sobrevivência de *Codium* spp. e a força das ondas em três locais ao longo da costa Atlântica da Nova Escócia. Os resultados revelaram que a abundância de espécies *Codium* não variou significativamente entre os diferentes locais amostrados, apesar destes

apresentarem variação nas forças hidrodinâmicas e no tipo de substrato. Estes resultados corroboram os do presente trabalho uma vez que *Codium* spp. não variou significativamente entre áreas, apesar das diferentes condições. De facto, espécies com uma reduzida área superficial exposta à ondulação, sofrem menos arrasto e sobrevivem em locais mais expostos à ação das ondas (Wernberg e Thomsen 2005). *C. tomentosum* e *C. fragile* são duas espécies altamente ramificadas e espessas, como tal, terão maior resistência à ondulação, uma vez que a água passa entre os filamentos e a alga consegue sobreviver, como observado por Bégin e Scheibling (2003).

Na análise do nível médio/superior da praia, *Ulva* spp. foi o género que mais contribuiu para as diferenças entre áreas na estação primavera/verão. Os canais de água perpendiculares ao mar presentes na área 1 levam ao aumento da influência da maré até níveis mais elevados da praia. Consequentemente, espécies mais sensíveis à força das ondas (como *Ulva* spp.) sofrerão um arrasto ou até completa destruição (Wolcott 1973). Pelo contrário, na área 2, os afloramentos rochosos atenuam o efeito da ondulação, permitindo que espécies *Ulva* apresentem uma maior banda nesta área da praia. Dubois et al. (2006) mostraram que *Ulva armoricana* (uma espécie do tipo laminar) está frequentemente associada a *Sabellaria* spp. Como tal, para além da hidrodinâmica, também a presença de *Sabellaria* spp. na área 2 poderá ser uma das causas da maior abundância de espécies *Ulva*. Relativamente ao outono/inverno, *Polysiphonia* spp. foi o género que mais contribuiu para as diferenças observadas no nível médio/superior. É um género amplamente distribuído (Kim e Lee 1999) e a maioria das espécies prefere águas tranquilas (Couteau e Coiffard 2016). Devido à dificuldade em identificar as espécies *Polysiphonia* com base apenas na morfologia, vários estudos têm utilizado evidências moleculares para determinar a taxonomia ao nível da espécie (Kim e Kim 2014). Serão necessários estudos adicionais para perceber quais as espécies deste género que estão presentes em Belinho-Mar e, assim, relacionar as suas características com a área em que elas são mais abundantes.

Em relação às espécies-alvo, *O. pinnatifida*, *Codium* spp. e *C. crispus* podem ser consideradas três boas descritoras das diferenças verificadas entre as duas áreas no nível inferior da praia, uma vez que estão presentes nas análises realizadas em ambas as estações. Já no nível médio/superior, destaca-se *C. acicularis* como uma espécie descritora destas diferenças, para as duas estações do ano. *O. pinnatifida* apresenta-se como um contributo mais específico uma vez que discrimina diferenças entre áreas no nível médio/superior da praia apenas na primavera/verão. Novamente as espécies de *Ulva* evidenciaram-se como sendo as que mais contribuíram para as diferenças observadas entre as duas áreas amostradas, em ambos os níveis da praia, nos dois períodos do ano.

Relativamente à avaliação das associações de macroalgas presentes na zona intertidal de praias rochosas, outras abordagens têm sido realizadas. Vários estudos descrevem as

associações através da criação de grupos funcionais. Littler e Littler (1984) demonstraram que uma abordagem de grupos funcionais permite uma avaliação das perturbações no ambiente através do estudo das características morfológicas das espécies e agrupando-as de acordo com essas características. Mais tarde, Rubal et al. (2011) pretenderam avaliar se o padrão sazonal da associação de macroalgas, obtido com a identificação das mesmas até ao nível taxonómico espécie, é consistente com o obtido usando grupos funcionais. Os resultados revelaram consistência entre as duas abordagens. No entanto, com o uso de grupos funcionais, ainda que sejam considerados um substituto viável, terá que ser ponderada a perda de informação relativamente à composição específica (Phillips et al. 1997). Konar e Iken (2009) avaliaram como a resolução taxonómica se relaciona com os padrões de variação existentes nas associações de macroalgas intertidais. Os autores concluíram que quando a identidade dos indivíduos é importante (por exemplo, para biodiversidade, conservação e invasões), a identificação ao nível da espécie será necessária. No entanto, para impactes em toda a comunidade, onde a identidade das espécies não é essencial, os níveis de identificação mais altos podem ser suficientes para discriminar, com segurança, as semelhanças/diferenças nas associações de macroalgas. Adicionalmente, a identificação ao nível de espécie pode introduzir variabilidade, dificultando a perceção de semelhanças entre padrões de variações nas associações de macroalgas (Konar et al. 2009).

Numa perspetiva ecológica, estes ecossistemas têm um valor importante que é preciso preservar. Neto et al. (2015) definiram as macroalgas marinhas como uma ferramenta de avaliação ecológica capaz de avaliar o estado ecológico de ecossistemas intertidais rochosos (*Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT)*). *MarMAT* é uma ferramenta de análise que compila metodologias de avaliação que são usadas em países da União Europeia: a lista de espécies reduzida (*Reduced Species List (RSL)*, ver Wells et al. (2007)), qualidade de fundos rochosos (*Quality of Rocky Bottoms (CFR)*, ver Juanes et al. (2008)), índice de avaliação ecológica (*Ecological Evaluation Index (EEI)*, ver Orfanidis et al. (2003) e o método de avaliação de macroalgas oportunistas (ver Patrício et al. (2007)). *MarMAT* preenche os requisitos da DQA para abundância e composição taxonómica, uma vez que as métricas selecionadas são baseadas nos atributos das macroalgas, composição específica, diversidade entre Chlorophyta, Rhodophyta e Phaeophyceae e biomassa ou percentagem de cobertura de alguns *taxa*, que permitem que essas comunidades sejam caracterizadas. O trabalho de Neto et al. (2015) visou testar a resposta de *MarMAT* contra diferentes níveis de pressão antrópica (nomeadamente a agricultura e pisoteio). Para tal, os autores recorreram à lista de espécies para águas costeiras do Norte de Portugal fornecida por Gaspar et al. (2012). Nesta lista destaca-se a presença de *Codium spp.*, *C. acicularis*, *C. crispus* e *M. stellatus*. Os resultados obtidos mostraram que as macroalgas respondem significativamente às diferentes condições ambientais. A resposta de *MarMAT* contra a pressão antrópica revelou a

capacidade destas espécies serem espécies-sentinela, uma vez que forneceram as piores classificações do estado de qualidade ecológica em locais onde a pressão antrópica é mais intensa.

5. Conclusão

Os resultados deste trabalho, permitem afirmar que Belinho-Mar é uma praia com uma elevada diversidade de macroalgas, destacando-se o filo Rhodophyta (Anexo II). A sua distância ao centro populacional (cerca de 1,5 km) e a ausência de areal fazem com que esta praia não esteja sujeita a fortes pressões antrópicas e que, por isso, tenha capacidade de sustentar uma grande diversidade de espécies. De forma geral, verificou-se que cada área da praia amostrada tem uma comunidade específica de macroalgas, em função das suas características biológicas (comunidade de fauna intertidal e possíveis organismos herbívoros que regulam o crescimento das macroalgas) e físicas (geologia, morfologia, hidrodinamismo, entre outros). Essas especificidades de local condicionam as respostas da associação de macroalgas à sazonalidade (Valdivia et al. 2011; Gaspar et al. 2017), por isso, cada área amostrada possui espécies distintas responsáveis pelas diferenças observadas entre as estações do ano.

A análise relativa às espécies-alvo permitiu constatar, relativamente ao ano de 2017/18, que *Codium* spp. é uma das macroalgas mais abundantes no nível inferior da praia rochosa de Belinho-Mar, enquanto que no nível médio/superior destaca-se *O. pinnatifida*. Entre 2010/11 e 2017/18, as espécies de *Codium* apresentaram um aumento significativo de abundância, ao contrário de *O. pinnatifida*, que não revelou variação temporal significativa. *M. stelatus* e *C. acicularis*, requerem particular atenção uma vez que os valores de biomassa média disponível diminuíram consideravelmente durante este período. A análise multivariada efetuada à comunidade de macroalgas forneceu informações importantes relativamente ao género *Ulva*. Este género demonstrou ser o principal responsável pelas diferenças espaciais e sazonais observadas. No entanto, é importante avaliar, no futuro, os efeitos da abundância deste género na associação, distribuição e abundância das outras macroalgas que ocorrem na praia de Belinho-Mar. Desta forma, considera-se de extrema importância adicionar este género à lista de espécies-alvo em trabalhos futuros. Em relação ao procedimento de amostragem utilizado, este revelou ser um método preciso de levantamento de valores de percentagem de cobertura e de identificação de espécies. No entanto, de forma a ter dados sazonais mais concisos, sugere-se que em futuros estudos a amostragem seja realizada mensalmente. Valores de biomassa adquiridos em todos os meses de cada estação permitirão padrões de variação sazonal mais reais.

No âmbito do projeto INNOVMAR e da linha de investigação ECOSERVICES, a informação adquirida com o presente estudo não só integrará a base de dados do projeto, como também complementará outros estudos ao longo da costa norte de Portugal. Adicionalmente, ainda que a colheita de macroalgas para fins comerciais seja mínima nesta

zona do país, os dados de biomassa fresca poderão servir de base a eventuais trabalhos de investigação sobre a viabilidade de recolha comercial das espécies-alvo estudadas.

Em suma, os resultados obtidos no presente trabalho geraram informação sobre a abundância de espécies de macroalgas na zona intertidal da praia de Belinho-Mar, na costa Norte de Portugal. Por outro lado, esta informação realça o papel das macroalgas marinhas como uma ferramenta útil de decisão em futuros estudos de ecologia e gestão marinha costeira. A compreensão da variabilidade espacial, sazonal e temporal da abundância de macroalgas é essencial para desenvolver planos de gestão, como por exemplo, estabelecendo períodos e limites de biomassa para a colheita de diferentes espécies. Adicionalmente, este trabalho permitiu obter um levantamento recente da diversidade macroalgal presente na praia de Belinho-Mar, contribuindo, assim, para o aumento de conhecimento e possibilitando a comparação da biodiversidade entre as praias. Dessa forma, poderá contribuir para um conhecimento real da diversidade macroalgal ao longo da costa Norte Portuguesa. Contudo, e numa perspetiva de trabalho futuro, seria importante analisar o crescimento e propagação dos novos indivíduos, de forma a perceber a taxa de renovação deste recurso marinho.

Referências

- Abidov M, Ramazanov Z, Seifulla R, Grachev S (2010) The effects of Xanthigen™ in the weight management of obese premenopausal women with non-alcoholic fatty liver disease and normal liver fat. *Diabetes, Obesity and Metabolism* 12:72–81. doi: 10.1111/j.1463-1326.2009.01132.x
- Abreu MH, Pereira R, Yarish C, Buschmann A, Sousa-Pinto, I (2011) IMTA with *Gracilaria vermiculophylla*: Productivity and nutrient removal performance of the seaweed in a land-based pilot scale system. *Aquaculture* 312:77–87. doi: 10.1016/j.aquaculture.2010.12.036
- Alexander KA, Potts TP, Freeman S, Israel D, Johansen J, Kletou D, Meland M, Pecorino D, Rebours C, Shorten M, Angel DL (2015) The implications of aquaculture policy and regulation for the development of integrated multi-trophic aquaculture in Europe. *Aquaculture* 443:16–23. doi: 10.1016/j.aquaculture.2015.03.005
- Alghazeer R, Whida F, Abduehrman E, Gammoudi F, Azwai S (2013) Screening of antibacterial activity in marine green, red and brown macroalgae from the western coast of Libya. *Natural Science* 05:7–14. doi: 10.4236/ns.2013.51002
- Allen DE, Hatfield G (2004) Medicinal Plants in Folk Tradition-an Ethnobotany of Britain and Ireland. *Journal of Natural Products* 12:2154–2159. doi: 10.1021/np030766n
- Anderson M, Gorley RN, Clarke K (2008) PERMANOVA+ for Primer: Guide to software and statistical methods. Plymouth: Primer-E
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32–46. doi: 10.1111/j.1442-9993.2001.tb00081.x
- Andrade PB, Barbosa M, Pedro R, Lopes G, Vinholes J, Mouga T, Valentão P (2013) Valuable compounds in macroalgae extracts. *Food Chemistry* 138:1819–1828. doi: 10.1016/j.foodchem.2012.11.081
- Andrew NL, Viejo RM (1998) Effects of wave exposure and intraspecific density on the growth and survivorship of *Sargassum muticum* (Sargassaceae: Phaeophyta). *European Journal of Phycology* 33:251–258. doi: 10.1017/S0967026298001735
- Appeltans W, Ah Yong ST, Anderson G, Angel MV, Artois T, Bailly N, Bamber R, Barber A, Bartsch I, Berta A, Błazewicz-Paszkowycz M, Bock P, Boxshall G, Boyko CB, Brandão SN, Bray RA, Bruce NL, Cairns SD, Chan TY, Cheng L, Collins AG, Cribb T, Curini-Galletti M, Dahdouh-Guebas F, Davie PJF, Dawson MN, De Clerck O, Decock W, De Grave S, De Voogd NJ, Domning DP, Emig CC, Erséus C, Eschmeyer W, Fauchald K, Fautin DG, Feist SW, Fransen CHJM, Furuya H, Garcia-Alvarez O, Gerken S, Gibson D, Gittenberger A, Gofas S, Gómez-Daglio L, Gordon DP, Guiry MD, Fernandez F, Hoeksema BW, Hopcroft RR, Jaume D, Kirk P, Koedam N, Koenemann S, Kolb JB, Kristensen RM, Kroh

- A, Lambert G, Lazarus DB, Lemaitre R, Longshaw M, Lowry J, MacPherson E, Madin LP, Mah C, Mapstone G, McLaughlin PA, Mees J, Meland K, Messing CG, Mills CE, Molodtsova TN, Mooi R, Neuhaus B, Ng PKL, Nielsen C, Norenburg J, Opresko DM, Osawa M, Paulay G, Perrin W, Pilger JF, Poore GCB, Pugh P, Read GB, Reimer JD, Rius M, Rocha RM, Saiz-Salinas JI, Scarabino V, Schierwater B, Schmidt-Rhaesa A, Schnabel KE, Schotte M, Schuchert P, Schwabe E, Segers H, Self-Sullivan C, Shenkar N, Siegel V, Sterrer W, Stöhr S, Swalla B, Tasker ML, Thuesen EV, Timm T, Todaro MA, Turon X, Tyler S, Uetz P, van der Land J, Vanhoorne B, van Ofwegen LP, van Soest RWM, Vanaverbeke J, Walker-Smith G, Walter TC, Warren A, Williams, GC, Wilson SP, Costello MJ (2012) The Magnitude of Global Marine Species Diversity. *Current Biology* 22:2189–2202. doi: 10.1016/j.cub.2012.09.036
- Araújo R, Bárbara I, Sousa-Pinto I, Quintino V (2005) Spatial variability of intertidal rocky shore assemblages in the northwest coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:658–670. doi: 10.1016/j.ecss.2005.03.020
- Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Tapia PD, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto, I (2009a) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica Marina* 52:24–46. doi: 10.1515/BOT.2009.026
- Araújo R, Sousa-pinto I, Bárbara I, Quintino V (2006) Macroalgal communities of intertidal rock pools in the northwest coast of Portugal. *Acta Oecologica* 30:192–202. doi: 10.1016/j.actao.2006.04.002
- Araújo R, Sousa-Pinto I, Serrão EA, Per Å (2012) Recovery after trampling disturbance in a canopy-forming seaweed population. *Marine Biology* 159:697–707. doi: 10.1007/s00227-011-1847-8
- Araújo R, Vaselli S, Almeida M, Serrão E, Sousa-Pinto I (2009b) Effects of disturbance on marginal populations: Human trampling on *Ascophyllum nodosum* assemblages at its southern distribution limit. *Marine Ecology Progress Series* 378:81–92. doi: 10.3354/meps07814
- Arévalo R, Pinedo S, Ballesteros E (2007) Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin* 55:104–113. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.023
- Ariede MB, Candido TM, Jacome ALM, Velasco MVR, Carvalho JCM, Baby AR (2017) Cosmetic attributes of algae - A review. *Algal Research* 25:483–487. doi: 10.1016/j.algal.2017.05.019
- Arnold KE, Murray SN (1980) Relationships between irradiance and photosynthesis for marine benthic green algae (Chlorophyta) of differing morphologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 43:183–192. doi: 10.1016/0022-0981(80)90025-8

- Artan M, Li Y, Karadeniz F, Lee SH, Kim MM, Kim SK (2008) Anti-HIV-1 activity of phloroglucinol derivative, 6,6'-bieckol, from *Ecklonia cava*. *Bioorganic and Medicinal Chemistry* 16:7921–7926. doi: 10.1016/j.bmc.2008.07.078
- Aryee ANA, Agyei D, Akanbi TO (2018) Recovery and utilization of seaweed pigments in food processing. *Current Opinion in Food Science* 1–16. doi: 10.1016/j.cofs.2018.03.013
- Athukorala Y, Lee KW, Kim SK, Jeon YJ (2007) Anticoagulant activity of marine green and brown algae collected from Jeju Island in Korea. *Bioresource Technology* 98:1711–1716. doi: 10.1016/j.biortech.2006.07.034
- Baker SM (1909) On the causes of the zoning of brown seaweeds on the seashore. *New Phytologist* 8:196–202. doi: 10.1111/j.1469-8137.1909.tb05523.x
- Balata D, Piazzzi L, Rindi F (2011) Testing a new classification of morphological functional groups of marine macroalgae for the detection of responses to stress. *Marine Biology* 158:2459–2469. doi: 10.1007/s00227-011-1747-y
- Ballesteros E, Torras X, Pinedo S, García M, Mangialajo L, Torres M (2007) A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:172–180. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.038
- Barreiro R, Real C, Carballeira A (1993) Heavy-metal accumulation by *Fucus ceranoides* in a small estuary in North-West Spain. *Marine Environmental Research* 36:39–61. doi: 10.1016/0141-1136(93)90088-H
- Barreto MC, Mendonça E, Gouveia V, Anjos C, Medeiros JS, Seca AML (2012) Macroalgae from S. Miguel Island as a potential source of antiproliferative and antioxidant products. *Life and Marine Sciences* 29:53–58
- Bégin C, Scheibling RE (2003) Growth and survival of the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* in tide pools on a rocky shore in Nova Scotia. *Botanica Marina* 46:404–412. doi: 10.1515/BOT.2003.040
- Belghit I, Rasinger JD, Heesch S, Biancarosa I, Liland N, Torstensen B, Waagbø R, Lock EJ, Bruckner CG (2017) In-depth metabolic profiling of marine macroalgae confirms strong biochemical differences between brown, red and green algae. *Algal Research* 26:240–249. doi: 10.1016/j.algal.2017.08.001
- Bellgrove A, McKenzie PF, Cameron H, Pocklington JB (2017) Restoring rocky intertidal communities: Lessons from a benthic macroalgal ecosystem engineer. *Marine Pollution Bulletin* 117:17–27. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.02.012
- Benedetti-Cecchi L (2001) Variability in abundance of algae and invertebrates at different spatial scales on rocky sea shores. *Marine Ecology Progress Series* 215:79–92. doi: 10.3354/meps215079

- Benedetti-cecchi L, Cinelli F (1995) Habitat heterogeneity, sea urchin grazing and the distribution of algae in littoral rock pools on the west coast of Italy (western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* 126:203–212. doi: 10.3354/meps126203
- Benedetti-Cecchi L, Pannacciulli F, Bulleri F, Moschella PS, Aioldi L, Relini G, Cinelli F (2001) Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: Large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series* 214:137–150. doi: 10.3354/meps214137
- Bennett EM, Cramer W, Begossi A, Cundill G, Díaz S, Egoh BN, Geijzenborffer IR, Krug CB, Lavorel S, Lazos E, Lebel L, Martín-López B, Meyfroidt P, Mooney HA, Nel JL, Pascoal U, Payet K, Harguindeguy NP, Peterson GD, Prieur-Richard AH, Reyers B, Roebeling P, Seppelt R, Solan M, Tschakert P, Tschardt T, Turner BL, Verburg PH, Viglizzo EF, White PCL, Woodward G (2015) Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Environmental Sustainability* 14:76–85. doi: 10.1016/j.cosust.2015.03.007
- Berecibar E, Ben-Hamadou R, Tavares M (2011) Long-term changes in the phytogeography of the Portuguese continental coast. Universidade do Algarve
- Bergé JP, Debiton E, Dumay J, Durand P, Barthomeuf C (2002) In vitro anti-inflammatory and anti-proliferative activity of sulfolipids from the red alga *Porphyridium cruentum*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50:6227–6232. doi: 10.1021/jf020290y
- Bischof K, Kräbs G, Hanelt D, Wiencke C (2000) Photosynthetic characteristics and mycosporine-like amino acids under UV-radiation: a competitive advantage of *Mastocarpus stellatus* over *Chondrus crispus* at the Helgoland shoreline? *Helgoland Marine Research* 54:47–52. doi: doi.org/10.1007/s101520050035
- Bixler HJ, Porse H (2011) A decade of change in the seaweed hydrocolloids industry. *Journal of Applied Phycology* 321–335. doi: 10.1007/s10811-010-9529-3
- Blunden G (1993) Marine algae as sources of biologically active compounds. *Interdisciplinary Science Reviews* 18:73–80. doi: 10.1179/isr.1993.18.1.73
- Boaventura D, Ré P, Da Fonseca LC, Hawkins SJ (2002) Intertidal rocky shore communities of the continental Portuguese coast: Analysis of distribution patterns. *Marine Ecology* 23:69–90. doi: 10.1046/j.1439-0485.2002.02758.x
- Bockelmann A-C, Bakker JP, Neuhaus R, Lage J (2002) The relation between vegetation zonation, elevation and inundation frequency in a Wadden Sea salt marsh. *Aquatic Botany* 73:211–221. doi: 10.1016/S0304-3770(02)00022-0
- Boral S, Saxena A, Bohidar HB (2008) Universal Growth of Microdomains and Gelation Transition in Agar Hydrogels. *Journal of Physical Chemistry* 112:3625–3632. doi: 10.1021/jp7101463

- Borges CDG, Hawkins SJ, Doncaster CP, Crowe TP (2015) Effects of simulated human exploitation of a key grazer, *Patella vulgata*, on rocky shore assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 533:163–176. doi: 10.3354/meps11356
- Brown CJ, Saunders MI, Possingham HP, Richardson AJ (2013) Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems. *PLOS ONE* 8:1–10. doi: 10.1371/journal.pone.0065765
- Bulleri F, Chapman MG, Underwood AJ (2005) Intertidal assemblages on seawalls and vertical rocky shores in Sydney Harbour, Australia. *Austral Ecology* 30:655–667. doi: 10.1111/j.1442-9993.2005.01507.x
- Bunker FSD, Brodie JA, Maggs CA, Bunker AR (2010) *Seasearch guide to seaweeds of Britain and Ireland*. Marine Conservation Society, Ross-on-Wye
- Buschmann AH, Hernández-González MC, Aranda C, Chopin T, Neori A, Halling C, Troell M (2008) Mariculture Waste Management. *Ecological Engineering* 2211–2217. doi: 10.1016/B978-008045405-4.00045-8
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, MacE, GM, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava DS, Naeem S (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67. doi: 10.1038/nature11148
- Cardoso SM, Carvalho LG, Silva PJ, Rodrigues MS, Pereira OR, Pereira L (2014) Bioproducts from Seaweeds: A review with special focus on the Iberian Peninsula. *Current Organic Chemistry* 18:896–917. doi: 10.2174/138527281807140515154116
- Cardozo KHM, Guaratini T, Barros MP, Falcão,VR, Tonon AP, Lopes NP, Campos S, Torres MA, Souza AO, Colepicolo P, Pinto E (2007) Metabolites from algae with economical impact. *Comparative Biochemistry and Physiology* 146:60–78. doi: 10.1016/j.cbpc.2006.05.007
- Casal G, Kutser T (2011) Mapping benthic macroalgal communities in the coastal zone using CHRIS- PROBA mode 2 images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94:281–290. doi: 10.1016/j.ecss.2011.07.008
- Castilla JC (1996) Copper mine tailing disposal in northern Chile rocky shores: *Enteromorpha compressa* (Chlorophyta) as a sentinel species. *Environmental Monitoring and Assessment* 40:171–184. doi: 10.1007/BF00414390
- Cayre OJ, Chang ST, Velev OD (2007) Polyelectrolyte Diode: Nonlinear Current Response of a Junction between Aqueous Ionic Gels. *Journal of the American Chemical Society* 35:10801–10806. doi: 10.1021/ja072449z

- Chainho P, Fernandes A, Amorim A, Ávila, Sérgio P, Canning-Clode J, Castro JJ, Costa AC, Costa JL, Cruz T, Gollasch S, Grazziotin-Soares C, Melo R, Micael J, Parente MI, Semedo J, Silva T, Sobral D, Sousa M, Torres P, Veloso V, Costa MJ (2015) Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167:199–211. doi: 10.1016/j.ecss.2015.06.019
- Chappuis E, Terradas M, Cefali ME, Mariani S, Ballesteros E (2014) Vertical zonation is the main distribution pattern of littoral assemblages on rocky shores at a regional scale. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 147:113–122. doi: 10.1016/j.ecss.2014.05.031
- Cheshire AC, Westphalen G, Wenden A, Scriven LJ, Rowland BC (1996) Photosynthesis and respiration of phaeophycean-dominated macroalgal communities in summer and winter. *Aquatic Botany* 55:159–170. doi: 10.1016/S0304-3770(96)01071-6
- Choi TS, Kim KY (2004) Spatial pattern of intertidal macroalgal assemblages associated with tidal levels. *Hydrobiologia* 512:49–56. doi: doi.org/10.1023/B:HYDR.0000020309.72972.17
- Chopin T, Bird CJ, Murphy CA Osborne JÁ, Patwary MU (1996) A molecular investigation of polymorphism in the North Atlantic red alga *Chondrus crispus* (Gigartinales). *Phycological Research* 44:69–80. doi: 10.1111/j.1440-1835.1996.tb00378
- Christaki E, Bonos E, Giannenas I, Florou-Paneria P (2013) Functional properties of carotenoids originating from algae. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 93:5–11. doi: 10.1002/jsfa.5902
- Christaki E, Karatzia M, Florou-Paneri P (2003) The use of algae in animal nutrition. *Journal of the Hellenic Veterinary Medical Society* 85:267–276. doi: 10.1302/0301-620X.85B1.13846
- Clarke K, N. Gorley R (2001) *Primer E-v5: User Manual/Tutorial*. Primer-E, Plymouth 91
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Claudet J, Fraschetti S (2010) Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation* 143:2195–2206. doi: 10.1016/j.biocon.2010.06.004
- Coelho C, Silva R, Veloso-Gomes F, Taveira-Pinto F (2009) Potential effects of climate change on northwest Portuguese coastal zones. *ICES Journal of Marine Science*: 66:1497–1507. doi: doi.org/10.1093/icesjms/fsp132
- Collén J, Cornish ML, Craigie J, Ficko-Blean E, Hervé C, Krueger-Hadfield SA, Leblanc C, Michel G, Potin P, Tonon T, Boyen C (2014) *Chondrus crispus* - A present and historical model organism for red seaweeds. In: *Advances in Botanical Research*. Elsevier, pp 53–89

- Colman J (1933) The nature of the intertidal zonation of plants and animals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 18: 435-476. UK
- Connell JH (1961) The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the baracle *Chthamalus stellatus*. *Ecology* 42:710–723
- Costa AC (2012) Caracterização e cartografia da fauna intertidal das praias rochosas de matosinhos. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
- Costa E, Melo T, Moreira ASP, Alves E, Domingues P, Calado R, Abreu MH, Domingues MR (2015) Decoding bioactive polar lipid profile of the macroalgae *Codium tomentosum* from a sustainable IMTA system using a lipidomic approach. *Algal Research* 12:388–397. doi: 10.1016/j.algal.2015.09.020
- Costanza R, D'Arge R, de Groot R, Alves E, Domingues P, Calado R, Abreu MH, Domingues MR(1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260. doi: 10.1038/387253a0
- Costas S, Jerez S, Trigo RM, Goble R, Rebêlo L (2012) Sand invasion along the Portuguese coast forced by westerly shifts during cold climate events. *Quaternary Science Reviews* 42:15–28. doi: 10.1016/j.quascirev.2012.03.008
- Couteau C, Coiffard L (2016) Seaweed in Health and Disease Prevention. Academic Press
- Cox TE, Foster MS (2013) The effects of storm-drains with periodic flows on intertidal algal assemblages in 'Ewa Beach (O'ahu), Hawai'i. *Marine Pollution Bulletin* 70:162–170. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.02.029
- D'Amours O, Scheibling RE (2007) Effect of wave exposure on morphology, attachment strength and survival of the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 351:129–142. doi: 10.1016/j.jembe.2007.06.018
- Davison IR, Dudgeon SR, Ruan H (1989) Effect of freezing on seaweed photosynthesis. *Marine Ecology* 58:123–131
- Davison IR, Pearson GA (1996) Stress tolerance in intertidal sea weeds. *Journal of Phycology* 32:197–211. doi: doi.org/10.1111/j.0022-3646.1996.00197.x
- Delaney DG, Sperling CD, Adams CS, Leung B (2008) Marine invasive species: Validation of citizen science and implications for national monitoring networks. *Biological Invasions* 10:117–128. doi: 10.1007/s10530-007-9114-0
- Denny MW (1985) Wave forces on intertidal organisms: A case of study. *American Society of Limnology and Oceanography* 30:1171–1187. doi: doi.org/10.4319/lo.1985.30.6.1171
- Dethier MN, Graham ES, Cohen S, Tear LM (1993) Visual versus random-point percent cover estimations: “objective” is not always better. *Marine Ecology Progress Series* 96:93–100. doi: 10.3354/meps096093

- Domingues B, Abreu MH, Sousa-Pinto I (2015) On the bioremediation efficiency of *Mastocarpus stellatus* (Stackhouse) Guiry, in an integrated multi-trophic aquaculture system. *Journal of Applied Phycology* 27:1289–1295. doi: 10.1007/s10811-014-0414-3
- Doncaster CP, Davey AJH (2007) *Analysis of Variance and Covariance: How to Choose and Construct Models for the Life Sciences*, 1st edn. Cambridge University Press, Cambridge
- Douvere F, Ehler CN (2009) New perspectives on sea use management: Initial findings from European experience with marine spatial planning. *Journal of Environmental Management* 90:77–88. doi: 10.1016/j.jenvman.2008.07.004
- Dubois S, Commito JA, Olivier F, Retière C (2006) Effects of epibionts on *Sabellaria alveolata* (L.) biogenic reefs and their associated fauna in the Bay of Mont Saint-Michel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68:635–646. doi: 10.1016/j.ecss.2006.03.010
- Dudgeon SR, Davison IR, Vadas RL (1989) Effect of freezing on photosynthesis of intertidal macroalgae: relative tolerance of *Chondrus crispus* and *Mastocarpus stellatus* (Rhodophyta). *Marine Biology* 114:107–114. doi: doi.org/10.1007/BF00393483
- Dudgeon SR, Davison IR, Vadas RL (1990) Freezing Tolerance in the Intertidal Red Algae *Chondrus crispus* and *Mastocarpus stellatus* - Relative Importance of Acclimation and Adaptation. *Marine Biology* 106:427–436. doi: 10.1007/bf01344323
- Dudgeon SR, Kubler JE, Vadas RL, Davison IR (1995) Physiological responses to environmental variation in intertidal red algae: Does thallus morphology matter? *Marine Ecology Progress Series* 117:193–206. doi: 10.3354/meps117193
- Elena M, Cebrian E, Chappuis E, Pinedo S, Terradas M, Mariani S, Ballesteros E (2016) Life on the boundary: Environmental factors as drivers of habitat distribution in the littoral zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 172:81–92. doi: 10.1016/j.ecss.2016.01.043
- Evans FD, Critchley AT (2014) Seaweeds for animal production use. *Journal of Applied Ecology* 891–899. doi: 10.1007/s10811-013-0162-9
- FAO (2018) Fishery and aquaculture statistics. Global aquaculture production. In: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Acedido a 27 de abril de 2018, em: <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en>
- Fath BD (2015) Quantifying economic and ecological sustainability. *Ocean and Coastal Management* 108:13–19. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2014.06.020
- Fernández PV, Arata PX, Ciancia M (2014) Polysaccharides from *Codium* Species: Chemical Structure and Biological Activity. Their Role as Components of the Cell Wall. In: Jacquot J-P, Gada P (eds) *Advances in Botanical Research*, 1st edn. Serie Editors, UK, p 574
- Forteza MI, López-Miranda S, Serrano-Martínez A, Hernández-Sánchez P, Zafrilla MP, Martínez-Cachá A, Núñez-Delicado E (2011) Kinetic characterisation and thermal inactivation study of red alga (*Mastocarpus stellatus*) peroxidase. *Food Chemistry* 127:1091–1096. doi: 10.1016/j.foodchem.2011.01.105

- Fraschetti S, Terlizzi A, Benedetti-Cecchi L (2005) Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: Evidence of relevant scales of variation patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: evidence of relevant scales of variation. *Marine Ecology Progress Series* 296:13–29. doi: 10.3354/meps296013
- Freitas C, Araújo R, Bertocci I (2016) Patterns of benthic assemblages invaded and non-invaded by *Grateloupia turuturu* across rocky intertidal habitats. *Journal of Sea Research* 115:26–32. doi: 10.1016/j.seares.2016.07.002
- Gaspar R, Pereira L, Neto JM (2017) Intertidal zonation and latitudinal gradients on macroalgal assemblages: Species, functional groups and thallus morphology approaches. *Ecological Indicators* 81:90–103. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.05.060
- Gaspar R, Pereira L, Neto JM (2012) Ecological reference conditions and quality states of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: An example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators* 19:24–38. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.08.022
- Godet L, Fournier J, Toupoint N, Olivier F (2009) Mapping and monitoring intertidal benthic habitats: a review of techniques and a proposal for a new visual methodology for the European coasts. *Progress in Physical Geography* 33:378–402. doi: 10.1177/0309133309342650
- Golléty C, Migné A, Davoult D (2008) Benthic metabolism on a sheltered rocky shore: Role of the canopy in the carbon budget. *Journal of Phycology* 44:1146–1153. doi: 10.1111/j.1529-8817.2008.00569.x
- Gómez-Ordóñez E, Jiménez-Escrig A, Rupérez P (2010) Dietary fibre and physicochemical properties of several edible seaweeds from the northwestern Spanish coast. *Food Research International* 43:2289–2294. doi: 10.1016/j.foodres.2010.08.005
- González A, Santelices B (2004) A dichotomous species of *Codium* (Bryopsidales, Chlorophyta) is colonizing northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 293–304
- Graham MH, Vásquez JA, Buschmann AH (2007) Global Ecology of the Giant Kelp *Macrocystis*: From Ecotypes To Ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45:39–88. doi: https://doi.org/10.1201/9781420050943.ch2
- Guiry MD (1984) Photoperiodic and temperature responses in the growth and tetrasporogenesis of *Gigartina acicularis* (Rhodophyta) from Ireland. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 38:335–347. doi: 10.1007/BF02027685
- Guiry MD (1996) AlgaeBase. Acedido a 18 de junho de 2018, em: <http://www.algaebase.org/>.
- Guiry MD (2018) *Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse. Acedido a 18 de junho de 2018, em: http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=X64cdb74fc1ca7bd0&sk=0&from=results.

- Guiry MD, Guiry GM (2018) *Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq. In: AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Acedido a 11 de abril de 2018, em: http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=vee5180d105f51c89
- Guiry MD, West JA (1983) Life history and hybridization studies on *Gigartina stellata* and *Petrocelis crienta* (Rhodophyta) in the North Atlantic. *Journal of Phycology* 19:474–494. doi: doi.org/10.1111/j.0022-3646.1983.00474.x
- Guiry MDR (2017) The Seaweed Site: information on marine algae. Acedido a 8 de junho de 2017, em: <http://www.seaweed.ie>
- Gupta S, Abu-Ghannam N (2011) Bioactive potential and possible health effects of edible brown seaweeds. *Trends in Food Science & Technology* 22:315–326. doi: [10.1016/j.tifs.2011.03.011](https://doi.org/10.1016/j.tifs.2011.03.011)
- Halpern BS, Cottenie K, Broitman BR (2006) Strong Top-Down Control in Southern California Kelp Forest Ecosystems. *Science* 1230:1230–1232. doi: [10.1126/science.1128613](https://doi.org/10.1126/science.1128613)
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319:948–953. doi: [10.1126/science.1149345](https://doi.org/10.1126/science.1149345)
- Harley CDG, Hughes AR, Hultgren KM, Miner BG, Sorte CJB, Thornber CS, Rodriguez LF, Tomanek L, Williams SL (2006) The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 9:228–241. doi: [10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x)
- Harris JP, Logan BA (2018) Seasonal acclimatization of thallus proline contents of *Mastocarpus stellatus* and *Chondrus crispus*: Intertidal Rhodophytes that differ in freezing tolerance. *Journal of Phycology* 0–3. doi: [10.1111/jpy.12624](https://doi.org/10.1111/jpy.12624)
- Helmuth B, Mieszkowska N, Moore P, Hawkins SJ (2006) Living on the Edge of Two Changing Worlds: Forecasting the Responses of Rocky Intertidal Ecosystems to Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:373–404. doi: [10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110149](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110149)
- Heltshe JF, Forrester NF (1985) Statistical evaluation of the jackknife estimate of diversity when using quadrat samples. *Ecology Society of America* 66:107–111. doi: [10.2307/1941310](https://doi.org/10.2307/1941310)
- Hennig BD (2007) Hyperspectral remote sensing and analysis of intertidal zones: A contribution to monitor coastal biodiversity. In: Car A, Griesebner G, Strobl J (eds) *Geospatial Crossroads @ GI_Forum*. Proceedings of the First Geoinformatics Forum Salzburg, Wichman Verlag, Heidelberg, p 13

- Heo SJ, Park EJ, Lee KW, Jeon YJ (2005) Antioxidant activities of enzymatic extracts from brown seaweeds. *Bioresource Technology* 96:1613–1623. doi: 10.1016/j.biortech.2004.07.013
- Hilliou L, Larotonda FDS, Sereno AM, Gonçalves MP (2006) Thermal and viscoelastic properties of κ /i-hybrid carrageenan gels obtained from the Portuguese seaweed *Mastocarpus stellatus*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54:7870–7878. doi: 10.1021/jf0612934
- Howe CJ, Barbrook AC, Nisbet RER, Lockhart PJ, Larkum AWD (2008) The origin of plastids. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363:2675–2685. doi: 10.1098/rstb.2008.0050
- Huheihe M, Ishanu V, Tal J, Arad S (2002) Activity of *Porphyridium sp.* against herpes simplex viruses in vitro and in vivo. *Journal of Biochemical and Biophysical Methods* 50:189–200. doi: doi.org/10.1016/S0165-022X(01)00186-5
- Hunt B, Vincent ACJ (2006) Scale and Sustainability of Marine Bioprospecting for Pharmaceuticals. *AMBIO A Journal of the Human Environment* 35:57–64. doi: 10.1579/0044-7447(2006)35[57:sasomb]2.0.co;2
- Hwang EK, Baek JM, Park CS (2008) Cultivation of the green alga, *Codium fragile* (Suringar) Hariot, by artificial seed production in Korea. *Journal of Applied Phycology* 20:469–475. doi: 10.1007/s10811-007-9265-5
- ICNF (2017) Parque Natural do Litoral Norte. Acedido a 23 de outubro de 2017, em: <http://www.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnln/class-carac>.
- IPCC (2001) Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Watson RT, Team CW (eds). Cambridge, United Kingdom, p 388
- IPMA (2017a) Balanço Climático Preliminar do ano de 2017. Lisboa, p 4. Acedido a 3 de junho de 2018, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20171229/fVhUCTqvyGjAJEZEUIwS/cli_20170101_20171229_pcl_aa_co_pt.pdf
- IPMA (2017b) Resumo Climático (balanço preliminar). Lisboa, p 6. Acedido a 3 de junho de 2017, em: https://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20171031/tXBoevAEagLJxGwuDgVj/cli_20171001_20171030_pcl_mm_co_pt.pdf
- IPMA (2018) Boletim Climatológico Sazonal. Lisboa, p 7 (18). Acedido a 4 de junho de 2017, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20180625/EkcKqHdfNomyIJTUthWk/cli_20180301_20180531_pcl_sz_co_pt.pdf

- Janky DG (2000) Sometimes Pooling for Analysis of Variance Hypothesis Tests: A Review and Study of a Split-Plot Model. *The American Statistician* 54:269–279. doi: 10.1080/00031305.2000.10474559
- Jenkins SR, Norton TA, Hawkins SJ (1999) Interactions between canopy forming algae in the eulittoral zone of sheltered rocky shores on the Isle of Man. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 79:341–349. doi: 10.1017/S0025315498000381
- Ji, Zou D, Gao K, Xu Z (2016) Ecophysiological responses of marine macroalgae to climate change factors. *Journal of Applied Phycology* 28:2953–2967. doi: 10.1007/s10811-016-0840-5
- Jie H, Zhinan Z, Zishan Y, Widdows J (2001) Differences in the benthic–pelagic particle flux (biodeposition and sediment erosion) at intertidal sites with and without clam (*Ruditapes philippinarum*) cultivation in eastern China. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 261:245–261. doi: 10.1016/S0022-0981(01)00278-7
- Jones CE, Kearns DM (1994) New Species of *Cyclanthera* (Cucurbitaceae) from Mexico and Central America. *Missouri Botanical Garden* 4:373–380
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1997) Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78:1946–1957. doi: doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANEOO]2.0.CO;2
- Jonge VN, Elliott M, Brauer VS (2006) Marine monitoring: Its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive’s objectives. *Marine Pollution Bulletin* 53:5–19. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.11.026
- Jonge VN, Pinto R, Turner RK (2012) Integrating ecological, economic and social aspects to generate useful management information under the EU Directives’ “ecosystem approach.” *Ocean and Coastal Management* 68:169–188. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2012.05.017
- Juanes JA, Guinda X, Puente A, Revilla JA (2008) Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators* 8:351–359. doi: 10.1016/j.ecolind.2007.04.005
- Kaehler S, Williams GA (1997) Do factors influencing recruitment ultimately determine the distribution and abundance of encrusting algae on seasonal tropical shores? *Marine Ecology Progress Series* 156:87–96. doi: doi.org/10.3354/meps156087
- Kang S-I, Jin Y-J, Ko H-C, Lockhart PJ, Larkum AWD (2008) *Petalonia* improves glucose homeostasis in streptozotocin-induced diabetic mice. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 373:265–269. doi: 10.1016/j.bbrc.2008.06.015

- Karsten U, Koch S, West JA, Kirst GO, Karsten U, Koch S, West JÁ, Kirst GO (1996) Physiological responses of the eulittoral macroalga *Stictosiphonia hookeri* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) from Argentina and Chile: salinity, light and temperature acclimation. *European Journal of Phycology* 4:361–368. doi: 10.1080/09670269600651591
- Kim B, Kim M-S (2014) Three new species of *Polysiphonia* sensu lato (Rhodophyta) based on the morphology and molecular evidence. *Algae Incheon* 29:183–195. doi: dx.doi.org/10.4490/algae.2014.29.3.183
- Kim M-M, Rajapakse N, Kim S-K (2009) Anti-Inflammatory Effect of *Ishige okamurae* Ethanolic Extract via Inhibition of NF-κB Transcription Factor in RAW 264.7 Cells κ. *Phytotherapy research* 22:557–559. doi: 10.1002/ptr
- Kim MS, Lee IK (1999) *Neosiphonia flavimarina* gen. et sp. nov. with a taxonomic reassessment of the genus *Polysiphonia* (Rhodomelaceae, Rhodophyta). *Phycological Research* 47:271–281. doi: 10.1046/j.1440-1835.1999.00177.x
- Kim S-K (2012) *Handbook of Marine Macroalgae Biotechnology and Applied Phycology*, 1st edn. Wiley-Blackwell, UK
- Koch K, Hagen W, Graeve M, Bischof K (2017) Fatty acid compositions associated with high-light tolerance in the intertidal rhodophytes *Mastocarpus stellatus* and *Chondrus crispus*. *Helgoland Marine Research* 71:15. doi: 10.1186/s10152-017-0495-x
- Konar B, Iken K (2009) Influence of Taxonomic Resolution and Morphological Functional Groups in Multivariate Analyses of Macroalgal Assemblages. *Phycologia* 48:24–31. doi: 10.2216/08-12.1
- Konar B, Iken K (2016) The use of unmanned aerial vehicle imagery in intertidal monitoring. *Deep-Sea Research Part II* 147:79–86. doi: 10.1016/j.dsr2.2017.04.010
- Konar B, Iken K, Edwards M (2009) Depth-stratified community zonation patterns on Gulf of Alaska rocky shores. *Marine Ecology* 30:63–73. doi: 10.1111/j.1439-0485.2008.00259.x
- Kong C-S, Kim J-A, Yoon N, Kim S-K (2009) Induction of apoptosis by phloroglucinol derivative from *Ecklonia Cava* in MCF-7 human breast cancer cells. *Food and Chemical Toxicology* 47:1653–1658. doi: 10.1016/j.fct.2009.04.013
- Krause-Jensen D, Carstensen J, Dahl K (2007) Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin* 55:114–125. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.019
- Krause-Jensen D, Sagert S, Schubert H, Boström C (2008) Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators* 8:515–529. doi: 10.1016/j.ecolind.2007.06.004

- Krumhansl KA, Okamoto DK, Rassweiler A, Novak M, Bolton JJ, Cavanaugh KC, Connell SD., Johnson CR, Konar B, Ling SD, Micheli F, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Sousa-Pinto I, Reed DC, Salomon AK, Shears NT, Wernberg T, Anderson RJ, Barrett NS, Buschmann AH, Carr MH, Caselle JE, Derrien-Courtél SE, Gragam J, Edwards M, Estes JÁ, Goodwin C, Kenner MC, Kushner DJ, Moy FE, Nunn J, Steneck RS, Vásquez J, Watson J, Witman JD, Byrnes JEK (2016) Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:13785–13790. doi: 10.1073/pnas.1606102113
- Kübler JE, Dudgeon SR (1996) Temperature dependent change in the complexity of form of *Chondrus crispus* fronds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 207:15–24. doi: 10.1016/S0022-0981(96)02651-2
- Kusukawa N, Garner MM, Ostrovsky M V. (1999) Effect of gelation conditions on the gel structure and resolving power of agarose-based DNA sequencing gels. *Electrophoresis* 20:1455–1461. doi: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1522-2683\(19990601\)20:7<1455::AID-ELPS1455>3.0.CO;2-L](https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-2683(19990601)20:7<1455::AID-ELPS1455>3.0.CO;2-L)
- Labropoulos KC, Rangarajan S, Niesz DE, Danforth SC (2001) Dynamic Rheology of Agar Gel Based Aqueous Binders. *Journal of the American Ceramic Society* 24:1217–1224. doi: doi.org/10.1111/j.1151-2916.2001.tb00819.x
- Lai VM-F, Huang A-L, Lii C-Y (1999) Rheological properties and phase transition of red algal polysaccharide – starch composites. *Food Hydrocolloids* 13:409–418. doi: [doi.org/10.1016/S0268-005X\(99\)00026-0](https://doi.org/10.1016/S0268-005X(99)00026-0)
- Leal MC, Munro MHG, Blunt JW, Puga J, Jesus B, Calado R, Rosa R, Madeira C (2013) Biogeography and biodiscovery hotspots of macroalgal marine natural products. *Natural Product Reports* 30:1380. doi: 10.1039/c3np70057g
- Lee J-B, Ohta Y, Hayashi K, Hayashi T (2010) Immunostimulating effects of a sulfated galactan from *Codium fragile*. *Carbohydrate Research* 345:1452–1454. doi: 10.1016/j.carres.2010.02.026
- Legg CJ, Nagy L (2006) Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78:194–199. doi: 10.1016/j.jenvman.2005.04.016
- Leliaert F, Anderson RJ, Bolton JJ, Coppejans E (2000) Subtidal Understorey Algal Community Structure in Kelp Beds around the Cape Peninsula (Western Cape, South Africa). *Botanica Marina* 43:359–366. doi: 10.1515/BOT.2000.036
- Leujak W, Ormond RFG (2007) Comparative accuracy and efficiency of six coral community survey methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 351:168–187. doi: 10.1016/j.jembe.2007.06.028

- Lewis JR (1964) The ecology of rocky shores, 1st ed. English Universities Press, London
- Li Y, Lee SH, Le QT, Kim MM, Kim SK (2008) Anti-allergic effects of phlorotannins on histamine release via binding inhibition between IgE and FcεRI. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56:12073–12080. doi: 10.1021/jf802732n
- Lima FP, Ribeiro PA, Queiroz N, Hawkins SJ, Santos AM (2007) Do distributional shifts of northern and southern species of algae match the warming pattern? *Global Change Biology* 13:2592–2604. doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01451.x
- Littler MM, Littler DS (1980) The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form Model. *The American Naturalist* 116:25–44. doi: 10.1086/283610
- Littler MM, Littler DS (1984) Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Biology* 74:13–34. doi: doi.org/10.1016/0022-0981(84)90035-2
- Lobban CS, Harrison PJ (1994) *Seaweed Ecology and Physiology*, 1st edn. Cambridge University Press, New York
- Lopes G, Sousa C, Bernardo J, Andrade PB, Valentão P, Ferreres F, Mouga T (2011) Sterol profiles in 18 macroalgae of the portuguese coast. *Journal of Phycology* 47:1210–1218. doi: 10.1111/j.1529-8817.2011.01028.x
- Lordan S, Ross RP, Stanton C (2011) Marine bioactives as functional food ingredients: Potential to reduce the incidence of chronic diseases. *Marine Drugs* 9:1056–1100. doi: 10.3390/md9061056
- Lüning K (2000) Environmental and internal control of seasonal growth in seaweeds. *Hydrobiologia* 260:1–14. doi: https://doi.org/10.1007/BF00048997
- Lyons DA, Arvanitidis C, Blight AJ, Chatzinikolaou E, Guy-Haim T, Kotta J, Orav-Kotta H, Queirós AM, Rilov G, Somerfield PJ, Crowe TP (2014) Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems. *Global Change Biology* 20:2712–2724. doi: 10.1111/gcb.12644
- Machín-Sánchez M, Díaz-Larrea J, Fujii MT, Senties A, Cassano V, Gil-Rodríguez MC (2012) Morphological and Molecular Evidences Within *Osmundea* (Ceramiales, Rhodophyta) from the Canary Islands, Eastern Atlantic Ocean. *African Journal of Marine Science* 34:27–42. doi: 10.2989/1814232X.2012.673269
- Makkar HPS, Tran G, Heuzé V, Lessire M, Lebas F, Ankers P (2016) Seaweeds for livestock diets: A review. *Animal Feed Science and Technology* 212:1–17. doi: 10.1016/j.anifeedsci.2015.09.018
- Malinowski KC, Ramus J (1973) Growth of the green alga *Codium fragile* in a connecticut estuary. *Journal of Phycology* 9:102–110. doi: doi.org/10.1111/j.0022-3646.1973.00102.x

- Manivasagan P, Bharathiraja S, Santha Moorthy M, Mondal S, Seo H, Dae Lee K, Oh J (2017) Marine natural pigments as potential sources for therapeutic applications. *Critical Reviews in Biotechnology* 1–17. doi: 10.1080/07388551.2017.1398713
- Martins GM, Amaral AF, Wallenstein FM, Neto AI (2009) Influence of a breakwater on nearby rocky intertidal community structure. *Marine Environmental Research* 67:237–245. doi: 10.1016/j.marenvres.2009.03.002
- Martins GM, Thompson RC, Hawkins SJ, Hawkins SJ, Neto AI, Jenkins SR (2008) Rocky intertidal community structure in oceanic islands: Scales of spatial variability. *Marine Ecology Progress Series* 356:15–24. doi: 10.3354/meps07247
- Maruyama H, Tamauchi H, Hashimoto M, Nakano T (2003) Antitumor activity and immune response of Mekabu fucoidan extracted from Sporophyll of *Undaria pinnatifida*. In vivo (Athens, Greece) 17:245–9
- Mathieson AC, Burns RL (1971) Ecological studies of economic red algae. I. Photosynthesis and respiration of *Chondrus crispus* Stakhouse and *Gigartina stellata* (Stackhouse) Batters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 7:197–206
- Matos J, Costa S, Rodrigues A, Pereira R, Sousa-Pinto I (2006) Experimental integrated aquaculture of fish and red seaweeds in Northern Portugal. *Aquaculture* 252:31–42. doi: 10.1016/j.aquaculture.2005.11.047
- Matsubara K, Matsuura Y, Hori K, Miyazawa K (2000) An anticoagulant proteoglycan from the marine green alga, *Codium pugniformis*. *Journal of Applied Phycology* 12:9–14. doi: 10.1023/A:1008174115350
- Meland M, Rebours C (2011) Introduction to the management and regulation of the Norwegian seaweed industry. *Bioforsk FOKUS* 7:278–279
- Menge BA, Berlow EL, Blanchette CA, Navarrete SA, Yamada B (1994) The Keystone Species Concept: Variation in Interaction Strength in a Rocky Intertidal Habitat. *Ecological Monographs* 64:249–286. doi: doi/10.2307/2937163
- Menge BA, Farrell TM, Olson AM, Tamelen PV, Turner T (1993) Algal recruitment and the maintenance of a plant mosaic in the low intertidal region on the Oregon coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 170:91–116. doi: doi.org/10.1016/0022-0981(93)90131-7
- Menge BA, Gouhier TC, Hacker SD, Chan FN, Karina J (2015) Are meta-ecosystems organized hierarchically? A model and test in rocky intertidal habitats. *Ecological Monographs* 85:213–233. doi: doi.org/10.1890/14-0113.1
- Metaxas A, Scheibling R (1993) Community structure and organization of tidepools. *Marine Ecology Progress Series* 98:187–198. doi: 10.3354/meps098187

- Middelboe AL, Sand-jensen K, Brodersen K (1997) Patterns of macroalgal distribution in the Kattegat-Baltic region. *Phycologia* 36:208–219. doi: doi.org/10.2216/i0031-8884-36-3-208.1
- Minchinton TE, Fels KJ (2013) Sediment disturbance associated with trampling by humans alters species assemblages on a rocky intertidal seashore. *Marine Ecology Progress Series* 472:129–140. doi: 10.3354/meps10120
- Mineur F, Arenas F, Assis J, et al (2015) European seaweeds under pressure: Consequences for communities and ecosystem functioning. *Journal of Sea Research* 98:91–108. doi: 10.1016/j.seares.2014.11.004
- Ministério do ambiente e do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento (2005) Decreto Regulamentar nº 6/2005 de 21 de Julho
- Ministério do Ambiente e Recursos Naturais (1993) Decreto-Lei nº 19/1993 de 23 de Janeiro
- Ministério do Planeamento e da Administração do Território (1987) Decreto-Lei nº 357/87 de 17 de novembro
- Mohamed S, Hashim SN, Rahman AR (2012) Seaweeds: A sustainable functional food for complementary and alternative therapy. *Trends in Food Science & Technology* 23:83–96. doi: 10.1016/j.tifs.2011.09.001
- Monagail M Mac, Cornish L, Morrison L, Araújo R, Critchley AT (2017) Sustainable harvesting of wild seaweed resources. *European Journal of Phycology* ISSN: 52:371–390. doi: 10.1080/09670262.2017.1365273
- Munday PL, Warner RR, Monro K, Pandolfi JM, Marshall DJ (2013) Predicting evolutionary responses to climate change in the sea. *Ecology Letters* 16:1488–1500. doi: 10.1111/ele.12185
- Murphy D, Duffus D (1996) Conservation Biology and Marine Biodiversity. *Conservation Biology* 10:311–312
- Murray SN, Horn MH (1989) Seasonal Dynamics of Macrophyte Populations from an Eastern North Pacific Rocky-intertidal Habitat. *Botanica Marina* 32:457–473. doi: doi.org/10.1515/botm.1989.32.5.457
- Murray SN, Littler MM (1978) Patterns of algal succession in a perturbed marine intertidal community. *Journal of Phycology* 512:506–512
- Nam KW (1994) Re-examination of *Laurencia hybrida* (Ceramiales, Rhodophyta) from the British Isles: vegetative and reproductive morphology*. *Phycologia* 33:34–41. doi: 10.2216/i0031-8884-33-1-34.1
- Nanba N, Kado R, Ogawa H, Nakagawa T, Sugiura Y (2005) Effects of irradiance and water flow on formation and growth of spongy and filamentous thalli of *Codium fragile*. *Aquatic Botany* 81:315–325. doi: 10.1016/j.aquabot.2004.12.004

- Neto JM, Gaspar R, Pereira L, Marques JC (2015) Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 19:39–47. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.09.006
- Nezlin NP, Kamer K, Stein ED (2007) Application of Color Infrared Aerial Photography to Assess Macroalgal Distribution in an Eutrophic Estuary, Upper Newport Bay, California. *Estuaries and Coasts* 30:855–868. doi: doi.org/10.1007/BF02841339
- Nicholson E, MacE GM, Armsworth PR, Atkinson G, Buckle S, Clements T, Ewers RM, Fa JE, Gardner TA, Gibbons J, Grenyer R, Metcalfe R, Mourato S, Muûls M, Osborn D, Reuman DC, Watson C, Milner-Gulland EJ (2009) Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology* 46:1139–1144. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01716.x
- Norton TA, Parkes HM (1972) The distribution and reproduction of *Pterosiphonia complanata*. *British Phycological Journal* 1617:13–19. doi: 10.1080/00071617200650021
- Nyberg CD, Wallentinus I (2005) Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions? *Biological Invasions* 7:265–279. doi: doi.org/10.1007/s10530-004-0738-z
- Obermeyer BK (1998) A Comparison of Quadrats Versus Timed Snorkel Searches for Assessing Freshwater Mussels. *American Midland Naturalist* 139:331–339
- Oliveira-Carvalho MDF De, Oliveira MC, Pereira SMB, Verbruggen H (2012) Phylogenetic analysis of *Codium* species from Brazil, with the description of the new species *C. pernambucensis* (Bryopsidales, Chlorophyta). *European Journal of Phycology* 47:355–365. doi: 10.1080/09670262.2012.718363
- Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N (2003) An insight to the ecological evaluation index (EEI). 3:27–33. doi: 10.1016/S1470-160X(03)00008-6
- Paine RT (1980) Food Webs: Linkage, Interaction Strength and Community Infrastructure. *Journal of Animal Ecology* 49:667–685. doi: 10.2307/4220
- Paine RT (1990) Benthic macroalgal competition: complications and consequences. *Journal of Phycology* 26:12–17. doi: 10.1111/j.0022-3646.1990.00012.x
- Paiva L, Lima E, Patarra RF, Neto AI, Baptista J (2014) Edible Azorean macroalgae as source of rich nutrients with impact on human health. *Food Chemistry* 164:128–135. doi: 10.1016/j.foodchem.2014.04.119
- Panayotidis P, Montesanto B, Orfanidis S (2004) Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology* 16:49–59. doi: 10.1023/B:JAPH.0000019114.47824.42
- Patarra R, Leite J, Pereira R, Baptista J, Neto AI (2013) Fatty acid composition of selected macrophytes. *Natural Product Research* 27:665–669. doi: 10.1080/14786419.2012.688048

- Patarra RF, Paiva L, Neto AI, Lima E, Baptista J (2011) Nutritional value of selected macroalgae. *Journal of Applied Phycology* 23:205–208. doi: 10.1007/s10811-010-9556-0
- Patrício J, Neto JM, Teixeira H, Marques JC (2007) Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 54:1887–1896. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.08.003
- Pedersen A, Kraemer G, Yarish C (2008) Seaweed of the littoral zone at Cove Island in Long Island Sound: annual variation and impact of environmental factors. *Nineteenth International Seaweed Symposium* 20:419–432. doi: 10.1007/s10811-007-9285-1
- Pereira L (2018) *Therapeutic and Nutricional Uses of Algae*. CRC Press, Coimbra, Portugal
- Pereira L, Critchley AT, Amado AM, Ribeiro-Claro PJA (2009) A comparative analysis of phycocolloids produced by underutilized versus industrially utilized carrageenophytes (Gigartinales, Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology* 21:599–605. doi: 10.1007/s10811-009-9447-4
- Pereira L, Meireles F, Gaspar R (2014) Population studies and carrageenan properties in eight gigartinales (Rhodophyta) from Iberian Peninsula. *Seaweeds* 2013:1–12. doi: 10.1155/2013/939830
- Pereira L, Mesquita JF (2003) Carrageenophytes of occidental Portuguese coast: 1-spectroscopic analysis in eight carrageenophytes from Buarcos bay. *Biomolecular Engineering* 20:217–222. doi: 10.1016/S1389-0344(03)00056-X
- Pereira L, van de Velde F (2011) Portuguese carrageenophytes: Carrageenan composition and geographic distribution of eight species (Gigartinales, Rhodophyta). *Carbohydrate Polymers* 84:614–623. doi: 10.1016/j.carbpol.2010.12.036
- Pereira LC dos RT (2004) *Estudos em macroalgas carragenófitas (Gigartinales, Rhodophyceae) da costa portuguesa - aspectos ecológicos, bioquímicos e citológicos*. Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade de Coimbra
- Pesando D, Caram B (1984) Screening of marine algae from the French Mediterranean coast for antibacterial and antifungal activity. *Botanica Marina* 27:381–386. doi: doi.org/10.1515/botm.1984.27.8.381 4747
- Phillips JC, Kendrick GA, Lavery PS (1997) A test of a functional group approach to detecting shifts in macroalgal communities along a disturbance gradient. *Marine Ecology Progress Series* 153:125–138. doi: 10.3354/meps153125
- Piazzzi L, Pardi G, Balata D, Balata D, Cecchi E, Cinelli F (2002) Seasonal dynamics of a subtidal north-western Mediterranean macroalgal community in relation to depth and substrate inclination. *Botanica Marina* 45:243–252. doi: 10.1515/BOT.2002.023

- Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM (2004) Resilient cities: Meaning, models, and metaphor for integrating the ecological, socio-economic, and planning realms. *Landscape and Urban Planning* 69:369–384. doi: 10.1016/j.landurbplan.2003.10.035
- Pina AL, Costa AR, Lage-Yusty MA, López-Hernández J (2014) An evaluation of edible red seaweed (*Chondrus crispus*) components and their modification during the cooking process. *LWT - Food Science and Technology* 56:175–180. doi: 10.1016/j.lwt.2013.08.006
- Piñeiro-Corbeira C, Barreiro R, Cremades J (2016) Decadal changes in the distribution of common intertidal seaweeds in Galicia (NW Iberia). *Marine Environmental Research* 113:106–115. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.11.012
- Plaza M, Cifuentes A, Ibáñez E (2008) In the search of new functional food ingredients from algae. *Trends in Food Science and Technology* 19:31–39. doi: 10.1016/j.tifs.2007.07.012
- POLIS Litoral Norte (2012) Estudo de caracterização da atividade pesqueira costeira e dos seus impactes nos recursos e nas comunidades marinhas do Litoral Norte. Parque Natural do Litoral Norte
- Portman ME (2011) Marine spatial planning: achieving and evaluating integration. *Journal of Marine Science* 68:2191–2200. doi: 10.1093/icesjms/fsr157
- Provan J, Booth D, Todd NP, Beatty GE, Maggs CA (2008) Tracking biological invasions in space and time: elucidating the invasive history of the green alga *Codium fragile* using old DNA. *Biodiversity Research* 343–354. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00420.x
- Provan J, Maggs CA (2012) Unique genetic variation at a specie's rear edge is under threat from global climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279:39–47. doi: 10.1098/rspb.2011.0536
- Puente A, Juanes JA (2008) Testing taxonomic resolution, data transformation and selection of species for monitoring macroalgae communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78:327–340. doi: 10.1016/j.ecss.2007.12.006
- Raffaelli D, Hawkins S (1996) *Intertidal Ecology*, 1st edn. Springer Netherlands, London
- Raffo MP, Russo V Lo, Schwindt E (2014) Introduced and native species on rocky shore macroalgal assemblages: Zonation patterns, composition and diversity. *Aquatic Botany* 112:57–65. doi: 10.1016/j.aquabot.2013.07.011
- Rebours C, Marinho-Soriano E, Zertuche-González JA, et al (2014) Seaweeds: an opportunity for wealth and sustainable livelihood for coastal communities. *Journal of Applied Ecology* 26:1939–1951. doi: 10.1007/s10811-014-0304-8
- Reimers B, Griffiths CL, Hoffman MT (2014) Repeat photography as a tool for detecting and monitoring historical changes in South African coastal habitats. *African Journal of Marine Science* 2338:387–398. doi: 10.2989/1814232X.2014.954618

- Rioux L-E, Beaulieu L, Turgeon SL (2017) Seaweeds: A traditional ingredients for new gastronomic sensation. *Food Hydrocolloids* 68:255–265. doi: 10.1016/j.foodhyd.2017.02.005
- Rodrigues D, Freitas AC, Pereira L, Rocha-santos TAP, Vasconcelos MW, Roriz M, Rodríguez-alcalá LM, Gomes AMP, Duarte AC (2015) Chemical composition of red, brown and green macroalgae from Buarcos bay in Central West Coast of Portugal. *Food Chemistry* 183:197–207. doi: 10.1016/j.foodchem.2015.03.057
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-pinto I (2011) Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the North of Portugal. Consistence between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research* 66:187–194. doi: 10.1016/j.seares.2011.07.003
- Rupérez P, Toledano G (2003) Indigestible fraction of edible marine seaweeds. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 83:1267–1272. doi: 10.1002/jsfa.1536
- Saha BC, Racine FM (2011) Biotechnological production of mannitol and its applications. *Applied Microbiology and Biotechnology* 89:879–891. doi: 10.1007/s00253-010-2979-3
- Sand-Jensen K (1988) Photosynthetic responses of *Ulva lactuca* at very low light. *Marine Ecology* 50:195–201
- Santelices B, Castilla JC, Cancino J, Schmiede P (1980) Comparative ecology of *Lessonia nigrescens* and *Durvillaea antarctica* (phaeophyta) in Central Chile. *Marine Biology* 59:119–132. doi: 10.1007/BF00405461
- Santos R, Duarte P (1991) Marine plant harvest in Portugal. *Journal of Applied Phycology* 3:11–18. doi: 10.1007/BF00003915
- Santos SAO, Vilela C, Freire CSR, Abreu MH, Rocha SM, Silvestre AJD (2015) Chlorophyta and Rhodophyta macroalgae: A source of health promoting phytochemicals. *Food Chemistry* 183:122–128. doi: 10.1016/j.foodchem.2015.03.006
- Sarker MY, Bartsch I, Gutow L, Wiencke C (2013) Combined effects of CO₂, temperature, irradiance and time on the physiological performance of *Chondrus crispus* (Rhodophyta). *Botanica Marina* 56:63–74. doi: 10.1515/bot-2012-0143
- Sarr DA, Hibbs DE, Huston MA (2014) A hierarchical perspective of plant diversity. *The Quarterly Review of Biology* 80:187–212. doi: doi.org/10.1086/433058
- Scheibling RE, Lyons DA, Sumi CBT (2008) Grazing of the invasive alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* by the common periwinkle *Littorina littorea*: Effects of thallus size, age and condition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 355:103–113. doi: 10.1016/j.jembe.2007.12.002
- Schmidt AL, Scheibling RE (2007) Effects of native and invasive macroalgal canopies on composition and abundance of mobile benthic macrofauna and turf-forming algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 341:110–130. doi: 10.1016/j.jembe.2006.10.003

- Schoch G. C, Menge BA, Allison G, Thompson SA, Wood SA (2006) Fifteen degrees of separation: Latitudinal gradients of rocky intertidal biota along the California Current. *American Society of Limnology and Oceanography* 51:2564–2585. doi: doi.org/10.4319/lo.2006.51.6.2564
- Schoch GC, Dethier MN (1996) Scaling up: the statistical linkage between organismal abundance and geomorphology on rocky intertidal shorelines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 201:37–72. doi: oi.org/10.1016/0022-0981(95)00167-0
- Seeley RH, Schlesinger WH (2012) Sustainable seaweed cutting? The rockweed (*Ascophyllum nodosum*) industry of Maine and the Maritime Provinces. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249:84–103. doi: 10.1111/j.1749-6632.2012.06443.x
- Seo Y-B, Lee Y-W, Lee C-H, You H-C (2010) Red algae and their use in papermaking. *Bioresource Technology* 101:2549–2553. doi: 10.1016/j.biortech.2009.11.088
- Serwer P (1983) Agarose gels: Properties and use. *Electrophoresis* 4:375–382. doi: doi.org/10.1002/elps.1150040602
- Shabtay A, Portman ME, Carmel Y (2017) Incorporating principles of reconciliation ecology to achieve ecosystem-based marine spatial planning. Elsevier
- Silva D, Martinho P, Soares CG (2018) Wave energy distribution along the Portuguese continental coast based on a thirty three years hindcast. *Renewable Energy* 127:1064–1075. doi: 10.1016/j.renene.2018.05.037
- Silva P (2015) Screening of biotechnological potential of *Osmundea pinnatifida*: cultivation trials and biological activities. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra
- Sinha RP, Singh SP, Häder DP (2007) Database on mycosporines and mycosporine-like amino acids (MAAs) in fungi, cyanobacteria, macroalgae, phytoplankton and animals. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 89:29–35. doi: 10.1016/j.jphotobiol.2007.07.006
- Somero GN (2002) Thermal Physiology and Vertical Zonation of Intertidal Animals: Optima, Limits, and Costs of Living. *Integrative and Comparative Biology* 42:780–789. doi: doi.org/10.1093/icb/42.4.780
- Sousa-Pinto I, Santos P, Duarte P, Bertoci I, Arenas F, Rubal M, Silva MP, Vieira RP, Fernández RD, Crespo JP, Torres C, Maldonado C, Araújo E, Veiga MP, Silva D, Franco JN, Guerner A, Gonçalves JÁ, Bio A, Bastos L (2012) Estudo de caracterização da atividade pesqueira costeira e dos seus impactes nos recursos e nas comunidades marinhas do Litoral Norte

- Sousa APA, Torres MR, Pessoa C, Moraes MO, Filho FDR, Alves APNN, Costa-Lotufo LV (2007) In vivo growth-inhibition of Sarcoma 180 tumor by alginates from brown seaweed *Sargassum vulgare*. *Carbohydrate Polymers* 69:7–13. doi: 10.1016/j.carbpol.2006.08.018
- Steneck RS, Dethier MN (2007) A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69:476–498. doi: 10.2307/3545860
- Stephenson TA, Stephenson A (1949) The Universal Features of Zonation Between Tide-Marks on Rocky Coasts. *Journal of Ecology* 38:289–305. doi: 10.2307/2256610
- Subramanian V, Ganapathy K, Dakshinamoorthy B (2015) FT-IR, ¹H-NMR and ¹³C-NMR Spectroscopy of Alginate Extracted From *Turbinaria decurrens* (Phaeophyta). *World Journal Of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences* 4:761–771
- Tait RV, Dipper F a. (1998) *Elements of Marine Ecology*, 4th edn. Keyword Publishing, Oxford
- Tapia PD, Bárbara I (2011) Sexual structures in *Ptilothamnion sphaericum* and *Pterosiphonia complanata* (Ceramiales, Rhodophyta) from the Atlantic Iberian Peninsula. *Botanica Marina* 54:35–46. doi: 10.1515/BOT.2011.002
- Thomas N, Kim S-K (2013) Beneficial Effects of Marine Algal Compounds in Cosmeceuticals. *Marine Drugs* 11:146–164. doi: 10.3390/md11010146
- Thompson RC, Crowe TP, Hawkins SJ (2002) Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation* 29:168–191. doi: 10.1017/S0376892902000115
- Trowbridge CD (1996) Introduced versus native subspecies of *Codium fragile*: how distinctive is the invasive subspecies *tomentosoides*? *Marine Biology* 126:193–204. doi: doi.org/10.1007/BF00347444
- Trowbridge CD (2001) Coexistence of introduced and native congeneric algae: *Codium fragile* and *C. tomentosum* on Irish rocky intertidal shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81:931–937. doi: 10.1017/S0025315401004854
- Trowbridge CD (1998) Ecology of the green macroalga *Codium fragile* (suringar): invasive and non-invasive subspecies *cynthia*. University College London (UCL), Philadelphia
- Tuya F, Haroun RJ (2006) Spatial patterns and response to wave exposure of shallow water algal assemblages across the Canarian Archipelago : a multi-scaled approach approach. *Marine Ecology Progress Series* 311:1–14. doi: doi:10.3354/meps311015
- Tyrrell T (2011) Anthropogenic modification of the oceans. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369:887–908. doi: 10.1098/rsta.2010.0334

- Ugarte RA, Craigie JS, Critchley AT (2010) Furoid flora of the rocky intertidal of the Canadian Maritimes: implications for the future with rapid climate change. In: Israel A, Einav R SJ (ed) *Seaweeds and their roles in globally changing environments*. Springer, Dordrecht, pp 69–90
- Underwood AJ (2000) Experimental ecology of rocky intertidal habitats : what are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:51–76. doi: doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00179-9
- Underwood AJ (1981) Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: Patterns of vertical distribution and seasonal changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 51:57–85. doi: 10.1016/0022-0981(81)90154-4
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, United Kingdom
- Underwood AJ (2004) Landing on one's foot: small-scale topographic features of habitat and the dispersion of juvenile intertidal gastropods. *Marine Ecology Progress Series* 268:173–182. doi: 10.3354/meps268173
- Underwood AJ, Chapman MG, Cole VJ, Palomo MG (2008) Numbers and density of species as measures of biodiversity on rocky shores along the coast of New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:175–183. doi: 10.1016/j.jembe.2008.07.022
- UNEP (2006) *Marine and coastal ecosystems and human well-being: a synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*
- Valdivia N, Scrosati RA, Molis M, Knox AS (2011) Variation in community structure across vertical intertidal stress gradients: How does it compare with horizontal variation at different scales? *PLoS ONE* 6:1–8. doi: 10.1371/journal.pone.0024062
- van de Hoek C (1982) Phytogeographic distribution groups of benthic marine algae in the North Atlantic Ocean. A review of experimental evidence from life history studies. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 214:153–214. doi: doi.org/10.1007/BF01997551
- van de Laar FA, Lucassen PL, Akkermans RP, van de Lisdonk EH, Rutten GE, van Weel C (2005) α -Glucosidase Inhibitors for Patients With Type 2 Diabetes. *Diabetes Care* 28:154–163. doi: doi.org/10.2337/diacare.28.1.154
- van der Wal D, van Dalen J, Wielemaker-van den Dool A, Dijkstra JT, Ysebaert T (2014) Biophysical control of intertidal benthic macroalgae revealed by high-frequency multispectral camera images. *Journal of Sea Research* 90:111–120. doi: 10.1016/j.seares.2014.03.009

- Vasquez JA (1992) *Lessonia trabeculata*, a Subtidal Bottom Kelp in Northern Chile: A Case Study for a Structural and Geographical Comparison. ACADEMIC PRESS, INC.
- Vásquez JA (2008) Production, use and fate of Chilean brown seaweeds: re-sources for a sustainable fishery. *Journal of Applied Phycology* 20:457–467. doi: 10.1007/s10811-007-9308-y
- Vásquez JA, Piaget N, Vega JMA (2012) The *Lessonia nigrescens* fishery in northern Chile: “how you harvest is more important than how much you harvest.” *Journal of Applied Phycology* 24:417–426. doi: 10.1007/s10811-012-9794-4
- Vasquez JA, Santelices B (1984) Comunidades de macroinvertebrados en discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57:131–154
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2013) Spatial variability in intertidal macroalgal assemblages on the North Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. *Helgoland Marine Research* 67:191–201. doi: 10.1007/s10152-012-0315-2
- Veloso-Gomes F, Taveira Pinto F, das Neves L, Pais Barbosa, J, Coelho C (2004) Erosion risk levels at the NW Portuguese coast: The Douro mouth - Cape Mondego stretch. *Journal of Coastal Conservation* 10:43. doi: 10.1652/1400-0350(2004)010[0043:ERLATN]2.0.CO;2
- Verbruggen H, Leliaert F, Maggs CA, Shimada S, Schils T, Provan J, Booth D, Murphy S, De Clerck O, Littler DS, Littler MM, Coppejans E (2007) Species boundaries and phylogenetic relationships within the green algal genus *Codium* (Bryopsidales) based on plastid DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 44:240–254. doi: 10.1016/j.ympev.2007.01.009
- Walton CL (1913) The Distribution of some Littoral Trochidae and Littorinae in Cardigan Bay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 10:114–122. doi: 10.1017/S0025315400006779
- Wang HMD, Chen C-C, Huynh P, Chang J-S (2015) Exploring the potential of using algae in cosmetics. *Bioresource Technology* 184:355–362. doi: 10.1016/j.biortech.2014.12.001
- Wang L, Wang X, Wu H, Liu R (2014) Overview on biological activities and molecular characteristics of sulfated polysaccharides from marine green algae in recent years
- Wang Y, Fu F, Li J, et al (2016) Effects of seaweed fertilizer on the growth of *Malus hupehensis* Rehd. Seedlings, Soil enzyme activities and fungal communities under replant condition. *European Journal of Soil Biology* 75:1–7. doi: 10.1016/j.ejsobi.2016.04.003
- Wei N, Quarterman J, Jin YS (2013) Marine macroalgae: An untapped resource for producing fuels and chemicals. *Trends in Biotechnology* 31:70–77. doi: 10.1016/j.tibtech.2012.10.009

- Wells E, Wilkinson M, Wood P, Scanlan C (2007) The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55:151–161. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.031
- Wernberg T, Thomsen MS (2005) The effect of wave exposure on the morphology of *Ecklonia radiata*. *Aquatic Botany* 83:61–70. doi: 10.1016/j.aquabot.2005.05.007
- Witman JD, Etter RJ, Smith F (2004) The relationship between regional and local species diversity in marine benthic communities: A global perspective. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:155664–155669. doi: 10.1073/pnas.0404300101
- Wolcott TG (1973) Physiological Ecology and Intertidal Zonation in Limpets (Acmaea): A Critical Look at “Limiting Factors.” *Biological Discovery in Woods Hole* 145:389–422. doi: 10.2307/1540048
- Wouthuyzen S, Herandarudewi SMC, Komatsu T (2016) Stock Assessment of Brown Seaweeds (Phaeophyceae) Along the Bitung-Bentena Coast, North Sulawesi Province, Indonesia for Alginate Product Using Satellite Remote Sensing. *Procedia Environmental Sciences* 33:553–561. doi: 10.1016/j.proenv.2016.03.107
- Yüksek A, Okuş E, Yılmaz IN, Aslan-Yılmaz A, Taş S (2006) Changes in biodiversity of the extremely polluted Golden Horn Estuary following the improvements in water quality. *Marine Pollution Bulletin* 52:1209–1218. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.02.006
- Zhu Z, Wu Q, Di X, et al (2017) Multistage recovery process of seaweed pigments: Investigation of ultrasound assisted extraction and ultra-filtration performances. *Food and Bioproducts Processing* 104:40–47. doi: 10.1016/j.fbp.2017.04.008
- Zou Y, Qian Z-J, Li Y, Li S, Barba FJ, Koubaa Mm, Roohinejad S, Xiong X, He J (2008) Antioxidant effects of phlorotannins isolated from *Ishige okamurae* in free radical mediated oxidative systems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56:7001–9. doi: 10.1021/jf801133h

Anexo I

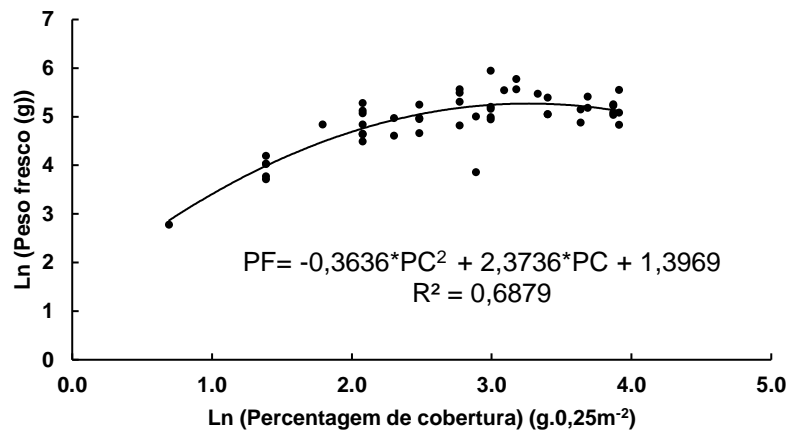


Fig. 18 – Regressão polinomial logarítmica entre peso fresco (PF) (g) e percentagem de cobertura (PC) (g.0,25m²) de *Chondracanthus acicularis*.

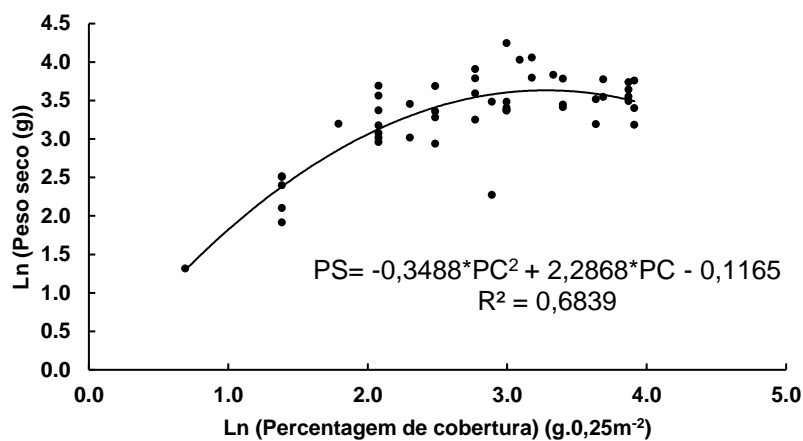


Fig. 19 - Regressão polinomial logarítmica entre peso seco (PS) (g) e percentagem de cobertura (PC) (g.0,25m²) de *Chondracanthus acicularis*.

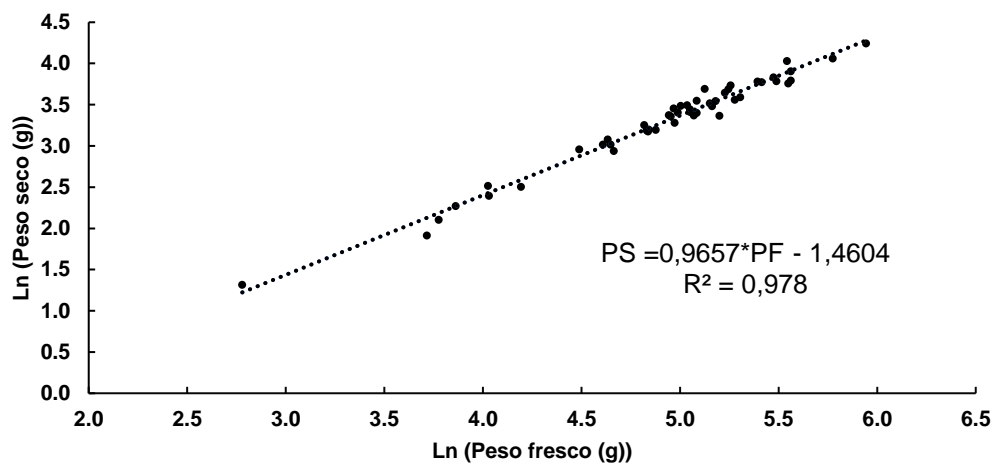


Fig. 20 - Regressão linear logarítmica entre peso seco (PS) (g) e peso fresco (g) (PF) de *Chondracanthus acicularis*.

Anexo II

Tabela 10 - Lista de espécies de macroalgas marinhas identificadas na praia rochosa de Belinho-Mar. Autoridade taxonómica retirada de Guiry (1996).

Rhodophyta	Phaeophyceae	Chlorophyta
<i>Acrosorium ciliolatum</i> (Harvey) Kylin	<i>Cladostephus spongiosum</i> (Hudson) C.Agardh	<i>Codium</i> spp.
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i> (Greville) P.C. Silva e DeCew	<i>Cystoseira</i> spp.	<i>Ulva</i> spp.
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J.Agardh	<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	
<i>Calliblepharis jubata</i> (Goodenough e Woodward) Kützing	<i>Fucus spiralis</i> Linnaeus	
<i>Callithamnion tetricum</i> (Dillwyn) S.F.Gray	<i>Leathesia marina</i> Areschoug	
<i>Ceramium</i> spp.	<i>Saccorhiza polyschides</i>	
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth)	<i>Stypocaulon scoparium</i> (Linnaeus) Kützing	
<i>Chondria coerulescens</i> (J.Agardh) Sauvageau		
<i>Chondrus crispus</i> Stackhouse		
<i>Corallina</i> spp.		
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L. Newton		
<i>Dumontia contorta</i> (S.G.Gmelin) Ruprecht		
<i>Gelidium pulchellum</i> (Turner) Kützing		
<i>Gelidium</i> spp.		
<i>Gelidium corneum</i> (Hudson) J. V. Lamouroux		
<i>Gigartina pistillata</i> (S.G.Gmelin) Stackhouse		
<i>Grateloupia dichotoma</i> J.Agardh		
<i>Grateloupia turuturu</i> Yamada		
<i>Gymnogongrus crenulatus</i> (Turner) J.Agardh		
<i>Halurus equisetifolius</i> (Lightfoot) Kützing		
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux		
<i>Lithophyllum incrustans</i> Philippi		
<i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye		
<i>Mastocarpus stellatus</i> (Stackhouse) Guiry		
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i> (P. Crouan e H. Crouan) Falkenberg		
<i>Osmundea pinnatifida</i> (Hudson) Stackhouse		
<i>Petrocelis cruenta</i> J. Agardh		
<i>Plocamium cartilagineum</i> (Linnaeus) P.S.Dixon		
<i>Polysiphonia elongata</i> (Hudson) Sprengel		
<i>Polysiphonia</i> spp.		
<i>Porphyra</i> spp.		
<i>Pterosiphonia complanata</i> (Clemente) Falkenberg		
<i>Pterosiphonia</i> spp.		
<i>Scinaia furcellata</i> Bivona-Bernardi		

